



CONSTRUÇÃO E INSTALAÇÃO DE ZONAS HÚMIDAS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES DE AQUACULTURA

Luís Miguel Miranda Batista

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia Zootécnica – Produção Animal

Orientador: Prof. Doutor Fernando Ribeiro Alves Afonso
Co-orientador: Prof^a Doutora Susete Maria Martins Dias

Júri:

Presidente: Doutor João Pedro Bengala Freire, Professor Catedrático do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Vogais: Doutora Maria Teresa Marques Ferreira da Cunha Cardoso, Professora Associada do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa;

Doutora Susete Maria Martins Dias, Professora Auxiliar do Instituto Superior Técnico de Lisboa;

Doutor Fernando Ribeiro Alves Afonso, Professor Auxiliar da Faculdade de Medicina Veterinária da Universidade Técnica de Lisboa;

Mestre Maria Margarida da Costa Ferreira Correia de Oliveira, na qualidade de especialista.

Lisboa, 2010

Agradecimentos

Ao Professor Doutor Fernando Afonso, por todo o apoio prestado na elaboração deste trabalho, pelo incentivo permanente e por toda a paciência.

À Professora Doutora Susete Martins Dias, por ter aceite a co-orientação deste trabalho, por me ter ajudado a olhar a investigação de outra perspectiva e, por todo o apoio ao longo deste trabalho.

A todos o pessoal do laboratório do ENVERG do IBB que contribuíram para a execução prática deste trabalho e companhia prestados.

À Eng^a Maria José Fernandes, do Laboratório de Segurança Alimentar da FMV, pela ajuda prestada e disponibilidade.

Aos professores do Departamento de Matemática do ISA pela ajuda no tratamento estatístico dos resultados.

À Maxit por ter contribuído com a Leca, ao Aquário Vasco da Gama por contribuído com os peixes e à Aquasoja por ter contribuído com a alimentação dos peixes.

Ao meu pai, que me ajudou na construção dos leitos, à minha mãe, irmã, sobrinho e restante família por estarem sempre presentes sempre que precisei em toda a realização e elaboração desta tese.

A todos os meus amigos, pela amizade, paciência, e importante auxílio em algumas etapas deste trabalho, foram a minha “bengala”.

A todos, o meu Obrigado!

Resumo

Construiu-se e instalou-se a uma escala piloto três zonas húmidas artificiais (ZHA) de fluxo vertical ($0.37\text{m}^2 \times 0.30\text{m}$) e três tanques, em paralelo, com ciprinídeos (*Carassius auratus*), numa densidade de 0,93 peixe / L e alimentados uma vez ao dia seguindo o peso corporal médio dos ciprinídeos. As ZHA, preenchidas com Leca ® (NR 2/4 e 8/10), foram plantadas com *Phragmites australis* e *Vetiveria zizanioides* para comparar o desempenho das plantas e uma foi utilizada como controlo.

A água dos tanques dos peixe (100L) foi recirculada intermitentemente através da ZHA, monitorizando-se a sua qualidade ao longo do tempo, obtendo-se resultados preliminares sobre o conteúdo de nutrientes (NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-}), Cl^- , F^- , temperatura, condutividade e pH.

Os resultados indicam que a ZHA pode ser eficaz na remoção de nutrientes na estabilização da temperatura e pH. Não se observou a acumulação de Cl^- no sistema apesar do fenómeno da evapotranspiração e da ausência de purga no sistema. As plantas tiveram um estabelecimento escasso e frágil provavelmente por se encontrarem dentro do laboratório, existindo falta de luz.

Verificou-se a acumulação de sais. Atingindo a condutividade um nível que se pensa ter afectado o crescimento dos peixes, alertando para a necessidade periódica de purgas.

Palavras chave: *Phragmites australis*, *Vetiveria zizanioides*, zonas húmidas artificiais de fluxo vertical, tratamentos de efluentes de aquacultura, ciprinídeos.

Abstract

Three parallel fish tanks of cyprinids (*Carassius auratus*) and three constructed wetlands (CW) were built at pilot scale and started up. System aimed to study aquaculture waters cleaning capabilities by CW. Two vertical flow CW (0.37m²x0.30m), filled up with Leca® (NR 2/4 and 8/10), were planted with *Phragmites australis* and *Vetiveria zizanioides* to compare plants performance. A third CW was used as control. Water from fish tanks (100L) was intermittently recirculated through the CW.

Fish tanks with a density of 0.93 fish/L were fed once a day following mean cyprinids body weight. Water quality in farming tanks and recirculating streams was monitored along time. Preliminary data on nutrients content (NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻), Cl⁻, F⁻, temperature, conductivity and pH were obtained.

Data denote that CW could be effective in the removal of nutrients,, stabilization of temperature and pH. Cl⁻ build up within the system was not observed despicted evapotranspiration phenomena and absence of system purge. Pilot system was indoors and plant establishment was scarce and fragile probably, due to the lack of light.

Accumulation of salts was observed, with conductivity rocketed up to a level that where thought that affected fish growth, alerting to the need of of periodic purges.

Key Words: *Phragmites australis*, *Vetiveria zizanioides*, vertical flow constructed wetlands, aquaculture wastewater treatment, cyprinids.

Extended Abstract

The intensification of aquaculture production systems (Lin and Yi, 2003), has led to increased adherence to the aquaculture recirculation systems allowing treatment and reuse of water (D'orbcastel et al., 2009). In these systems constructed wetlands (CW) have emerged as an alternative to other biological treatment methods (Lin et al. 2002; Tilley, 2002, Lin et al., 2003, Schulz et al. 2003; Lymbery, 2006; Gu et al. 2007; Zachritz et al. 2008; Sindilariu et al., 2008) because they are very efficient in removing pollutants (Lin et al., 2002, Qin et al., 2005) and more attractive, from the economical point of view (Avnimelech, 1999).

The CW is a phytoremediation technology that uses the capacity that plants have to remove, contain or transform pollutants (Cunningham and Berti, 1993, Cunningham et al., 1995, Schnoor et al. 1995; Alkorta and Garbisu, 2001; Susarla et al., 2002). Therefore, it is very important to choose the plant that fits and gives better results in the effluents treatment.

To study the application of this technology to aquaculture - the construction and installation of three tanks of carp (*Carassius auratus*) growth (100 L each), with an initial density of 0.93 carp/L. was pursued. Water was purified in a constructed wetland (CW) and recirculated to the fish tank.

Construction and installation of three indoors pilot vertical flow CW (0.37 m² x 0.3m), , with Leca® (NR 2/4 and 8/10), planted with *Phragmites australis*, *Vetiveria zizanioides* was carried out . A third CW was used as control. The CW were fed intermittently (12 cycles/day of 1 h/each) with an influent flow rate of 100 L / h .

The carp were fed following the change of their body weight throughout the experiment. It was also evaluated the quality of water in the tank and in the water recirculation system for the following parameters: NO₃⁻, NO₂⁻, Cl⁻, F⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻, temperature, conductivity and pH, with the objective of verify the efficiency of CW in the removal of nutrients and on the overall environmental carp growth conditions. The difficulties in the construction and installation of pilot units and plants establishment are also analyzed and discussed.

In the preliminary tests NO₃⁻ and Cl⁻ ions were not detected. NO₂⁻ was found once in a single system. Clogging of the recirculation pipes and failure of electricity, was thought to be the direct cause. No significant (P> 0.05) variation in temperature and pH was observed which is positive as sudden changes are harmful to fish.

Water PO₄³⁻ content, increased above fish growth recommended levels, denoting that plants were not yet established in the CW. As expected, there was accumulation of SO₄²⁻, F⁻ with concomitant increase of conductivity. CW do not remove salts from

solution, on the contrary evapotranspiration phenomena increases its concentration demanding periodic purges and make-up with fresh water to balance salts content in such systems.

The mass balance analysis of NO_3^- , NO_2^- e PO_4^{3-} , demonstrated that CWs participated in the removal of these nutrients, although there has been no significant differences between the planted CW, while nutrients accumulation seems higher in the system with unplanted CW.

It is thought that the accumulation of salts in the system (SO_4^{2-} , F^- and high conductivity), has affected the growth of carp.

So far the VFCW planted with *Vetiveria zizanioides* seems the most promising system for further use in aquaculture recirculating systems due to its salt tolerance. Further studies are needed to clarify and establish removal rates kinetics and efficiencies among other parameters in order to enable a reliable design of pilot field and full scale systems.

Key Words: *Phragmites australis*, *Vetiveria zizanioides*, vertical flow constructed wetlands, aquaculture wastewater treatment, cyprinids.

Índice Geral

	Pág.
I. Introdução e Objectivos.....	1
II. Revisão Bibliográfica.....	2
1. Aquacultura.....	2
1.1 Situação a nível mundial.....	2
1.2 Situação em Portugal.....	3
1.3 Impactos ambientais resultantes da aquacultura.....	4
1.4 Qualidade das água de aquacultura e sua caracterização.....	5
1.4.1 pH.....	6
1.4.2 Temperatura.....	7
1.4.3 Condutividade.....	7
1.4.4 Nutrientes.....	8
i) Azoto.....	8
ii) Fósforo.....	10
1.4.5 Outros elementos.....	11
i) Cloro.....	11
ii) Enxofre.....	12
iii) Flúor.....	13
1.5 Carpa comum.....	13
2. Sistema de recirculação de águas em aquacultura.....	14
3. Sistemas biológicos de tratamento de águas de aquacultura.....	16
3.1 Biofiltros.....	16
3.2 Zonas húmidas.....	17
3.2.1 Fluxos hidráulicos em zonas húmidas artificiais	18
3.2.2 Fluxo superficial vertical.....	19
3.2.2.1 Orientações na construção de uma ZHA de FV.....	19
i) Sistema de drenagem e arejamento	20
ii) Material filtrante.....	20
iii) Sistema de distribuição.....	21

iv) Requisitos de manutenção.....	21
v) Custos.....	22
3.2.3. Papel dos microrganismos nas ZHA.....	22
3.2.4 Fitorremediação e ZHA	23
3.2.4.1 Tipos de Macrófitas em ZHA	24
i) <i>Vetiveria Zizanioides</i>	25
ii) <i>Phragmites australis</i>	26
III. Materiais e Métodos.....	31
1. Construção dos leitos.....	31
2. Implementação do sistema de recirculação de águas.....	33
3. Colheitas de amostras.....	35
4. Caracterização das amostras.....	35
4.1 Quantificação do NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , Cl ⁻ , PO ₄ ³⁻ , F ⁻ e SO ₄ ²⁻	36
4.2 Quantificação do pH e condutividade.....	36
4.3 Medida da temperatura.....	36
4.4 Estimativa da evaporação e da evapotranspiração.....	36
5. Pesagem dos peixes.....	37
6. Tratamento estatístico de dados.....	37
IV. Resultados e Discussão.....	38
1. Dificuldades na construção e instalação das unidades piloto.....	38
2. Avaliação macroscópica dos sistemas.....	38
3. Influência da(s) ZHA na qualidade da água recirculada ao tanque de aquacultura. Resultados preliminares.....	39
3.1 Nitritos.....	39
3.2 Nitratos	40
3.3 Fosfatos.....	40
3.4 Cloretos.....	41
3.5 Fluoretos.....	41
3.6 Sulfatos.....	42
3.7 pH.....	43

3.8 Condutividade.....	44
3.9 Temperatura.....	45
4. Balanço global de nutrientes no sistema.....	46
4.1 Nitritos e Nitratos.....	47
4.2 Fosfatos.....	48
5. Análise da variação de peso corporal dos peixes.....	48
V. Conclusões.....	50
Bibliografia.....	52
Anexos.....	68

Índice de Tabelas

	Pág.
Tabela 1 – Valores de alguns parâmetros físico-químicos da água considerados como ótimos para a produção de ciprinídeos.....	14
Tabela 2 – Síntese de dados de diferentes tipos de ZHA usadas no tratamento de efluentes de aquacultura.	28
Tabela 3 – Composição da dieta (% alimento) dos peixes, composição química e composição do complexo vitamínico e mineral por Kg de alimento.	35
Tabela 4 – Concentração de PO_4^{3-} à entrada e saída dos três sistemas e eficiência dos leitos na sua remoção (média \pm erro padrão, n=5)	40
Tabela 5 – Concentração de F^- à entrada e saída dos três sistemas e eficiência dos leitos na sua remoção (média \pm erro padrão, n=5).....	42
Tabela 6 – Concentração de SO_4^{2-} à entrada e saída dos três sistemas e eficiência dos leitos na sua remoção (média \pm erro padrão, n=5).....	43
Tabela 7 – Valor do pH à entrada e saída dos três sistemas e variação média observada após passagem pela ZHA (média \pm erro padrão, n=9).....	43
Tabela 8 – Valor da condutividade à entrada e saída dos três sistemas e variação média observada após passagem pela ZHA (média \pm erro padrão, n=8).....	44
Tabela 9 – Valor da temperatura à entrada e saída dos três sistemas e variação média observada após passagem pela ZHA (média \pm erro padrão, n=6).....	45
Tabela 10 – Balanço global do NO_2^- nos três tanques para uma potencial acumulação diária de 360mg NO_2^-	47
Tabela 11 – Balanço global do NO_3^- nos três tanques para uma potencial acumulação diária de 490mg NO_3^-	47

Tabela 12 – Balanço global do PO_4^{3-} nos três tanques para uma potencial acumulação diária de 60mg PO_4^{3-}	48
--	----

Tabela 13 – Variação média do peso corporal dos peixes, no período de 25-05-2009 a 14-07-2009 (média \pm erro padrão, n=10).....	48
---	----

Índice de figuras

	Pág.
Figura 1 – Produção aquícola mundial por região, em 2006 (FAO, 2009a)...	2
Figura 2 – Maiores grupos de espécies produzidos a nível mundial em aquacultura, em 2006 (FAO, 2009a).....	3
Figura 3 – Ciclo do azoto (adaptado de Bowden, 1987).....	9
Figura 4 – ZHA para tratamento de águas residuais: a) com Fluxo Superficial, b) com Fluxo Sub Superficial Horizontal, c) com FSS vertical (adaptado de Vymazal, 2007).....	18
Figura 5 – Fotografia mostrando a união da mangueira ao “passa paredes”.	31
Figura 6 – Fotografia do sistema de drenagem, colocado no fundo da ZHA piloto.....	31
Figura 7 – A) Esquema da estratificação das camadas do leito. B) Fotografia do leito após o seu preenchimento com Leca ®.....	32
Figura 8 – Fotografia do sistema de rega.....	32
Figura 9 – Fotografia da <i>Phragmites australis</i> plantada no leito B.....	33
Figura 10 – Fotografia da <i>Vetiveria zizanioides</i> plantada no leito A.....	33
Figura 11 – Esquema das ZHAFV piloto ligados aos respectivos tanques de peixes em sistema de recirculação de águas. A) leito plantado com <i>Vetiveria zizanioides</i> ; B) leito de controlo; C) leito plantado com <i>P. australis</i>	34

Figura 12 – <i>Carassius auratus</i>	34
Figura 13 – Evolução da concentração de NO_2^- no sistema A.....	39
Figura 14 – Evolução da concentração de PO_4^{3-} no sistema A, B e C em a), b) e c) respectivamente	41
Figura 15 –Evolução da concentração de F^- no sistema A, B e C em a), b) e c) respectivamente.....	42
Figura 16 –Evolução da concentração de SO_4^{2-} no sistema A, B e C em a), b) e c) respectivamente.....	43
Figura 17 –Evolução do pH ao longo da experiência no sistema A, B e C em a), b) e c) respectivamente.....	44
Figura 18 – Evolução da condutividade ao longo da experiência no sistema A, B e C em a), b) e c) respectivamente.....	45
Figura 19 –Evolução da temperatura ao longo da experiência no sistema A, B e C em a), b) e c) respectivamente.....	46
Figura 20 – Diagrama do destino da dieta fornecida e sua quantidade (g de MS), no tanque dos peixes.....	46

Lista de Abreviaturas

CBO	Carência Biológica de Oxigênio
FMV	Faculdade de Medicina Veterinária
N	Azoto
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Significância
<i>P. australis</i>	<i>Phragmites australis</i>
PB	Proteína Bruta
PT	Fósforo Total
SRA	Sistemas de recirculação em aquacultura
ZH	Zona Húmida
ZHA	Zona Húmida Artificial
ZHAFV	Zona Húmida Artificial de Fluxo Vertical

I. Introdução e Objectivos

A aquacultura tem tido um crescimento contínuo ao longo das últimas quatro décadas, contribuindo para o consumo de metade do peixe pela população humana a nível mundial. Isto reflecte não só a potencialidade do sector aquícola, mas também o crescimento económico global e a contínua evolução no processamento do pescado e do comércio (FAO, 2009a).

Para continuar a satisfazer a procura, a aquacultura passou a regime intensivo com grande impacto ambiental (Lin e Yi, 2003). A recirculação de águas tornou-se assim imperativa (D'orbcastel *et al.*, 2009).

Os sistemas de recirculação são portanto usados na produção intensiva de peixes (maior produtividade/volume de água), aumentando a produção, reduzindo o uso de água fresca, espaço e os impactos ambientais adversos. (Blancheton, 2000; Kristiansen e Cripps, 1996 *cit.* Lin *et al.*, 2003). Nestes sistemas os métodos de tratamento biológicos são os mais usados, como os biofiltros, surgindo a zona húmida artificial (ZHA) como alternativa, para colmatar as desvantagens dos biofiltros.

A ZHA é uma tecnologia de fitorremediação que utiliza a capacidade que as plantas têm para eliminar, transformar ou conter poluentes (Cunningham e Berti, 1993; Cunningham *et al.*, 1995; Schnoor *et al.*, 1995; Alkorta e Garbisu, 2001; Susarla *et al.*, 2002). Portanto a escolha da planta que se adapta e confere melhores resultados no tratamento de efluentes é de grande importância.

Por este motivo esta dissertação tem como objectivos a construção e instalação de ZHA de fluxo vertical, com *Phragmites australis* e *Vetiveria Zizanioides*, a uma escala piloto para o tratamento de efluentes de um sistema intensivo de aquacultura de produção de ciprinídeos com recirculação de águas; também construído a uma escala piloto. Pretendeu-se analisar a eficiência destes sistemas na alteração da temperatura, pH, condutividade e a remoção de nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-), fosfatos (PO_4^{3-}), cloretos (Cl^-), fluoretos (F^-) e sulfatos (SO_4^{2-}) presentes em águas de efluentes de aquacultura. Comparando posteriormente os resultados obtidos com o balanço dos nutrientes que seria esperado obter caso não existisse remoção e alteração dos parâmetros. Foi avaliada a variação do peso corporal dos peixes ao longo da experiência, o funcionamento geral dos leitões.

II. Revisão Bibliográfica

1. Aquacultura

1.1 Situação a nível mundial

Mais de um bilião de pessoas em todo o mundo depende de peixe como uma das principais fontes de consumo de proteínas animais, para além de fornecerem uma grande variedade de vitaminas e minerais, incluindo vitaminas A, D, fósforo, magnésio, selénio e iodo. Também, os óleos fornecidos por muitas espécies de peixes têm demonstrado benefícios para a dieta e saúde humana (FAO, 2003). Por estes motivos, observa-se uma crescente procura de peixe a nível mundial, que aliada à estagnação das capturas da pesca, contribuiu, para o aumento da importância da aquacultura como indústria de fornecimento mundial de peixe (Conte, 2004; Qin *et al.*, 2005; FAO, 2007; Lem e Karanuasagar, 2007) ultrapassando actualmente o sector das pescas.

O crescimento da aquacultura tem sido mais rápido do que em qualquer outro sector de produção animal ultrapassando o crescimento da população, isto é, um abastecimento per capita a crescer de 0,7 kg em 1970 para 7,8 kg em 2006 (Lem e Karanuasagar, 2007)., o que representa uma produção inferior a 1 milhão de toneladas no início dos anos 50 para 51,7 milhões de toneladas em 2006 (FAO, 2009a). A expansão da aquacultura, tornou-a no principal factor de decisão e estruturação dos mercados que transacionam peixe (Lem e Karanuasagar, 2007).

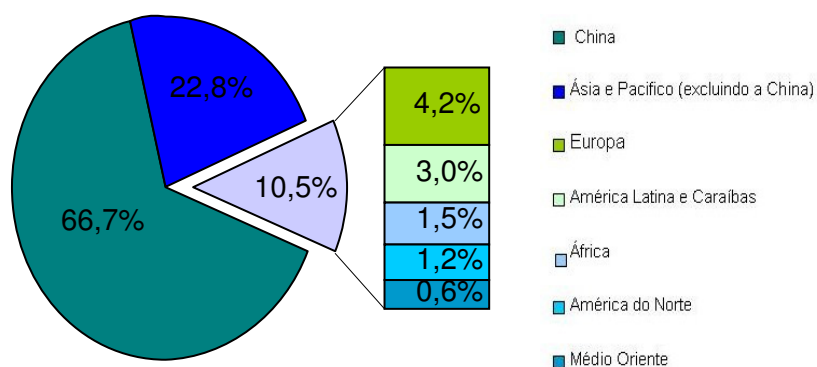


Figura 1 – Produção aquícola mundial por região, em 2006 (FAO, 2009a).

À escala mundial a região da Ásia-Pacífico corresponde a 89,5% da produção aquícola. Esta dominância é devida principalmente à enorme produção da China, que contribui com 66,7% dessa produção, proporcionando um abastecimento alimentar interno estimado de 29,4 kg per capita, e produzindo para exportação e para fins não alimentares.

Das restantes regiões destaca-se a Europa com uma produção de 4,2% da produção mundial (Figura 1), encontrando-se ainda a recuperar do ano 2004, em que registou as mais baixas capturas (FAO, 2009a).

A maior parte da produção da aquacultura de peixes, crustáceos e moluscos é proveniente das águas continentais (61%). Uma utilização da produção aquícola pelos ambientes aquáticos, mostra que a aquacultura no ambiente de água doce contribui em 58% em relação à pesca, enquanto que no meio marinho contribui com 34%.

As espécies de água doce são o maior grupo de espécies produzido (Figura 2) (FAO, 2009a). Apesar do comércio do mercado mundial se focar, no alto valor das espécies de peixes (ex. camarão, salmão, robalo e goraz), uma série de espécies de grande volume, mas valor relativamente baixo, também têm aumentado cada vez mais a sua importância comercial, não só a nível nacional e regional, nas principais regiões produtoras, tais como Ásia, assim como a América do Sul e também a nível internacional. Na verdade, em termos de volume, estas espécies contribuem para a maior parte da produção e para a segurança alimentar local em termos de valor nutritivo, especialmente as espécies de água doce, como a tilápia, peixe-gato e carpa (Lem e Karanuasagar, 2007).

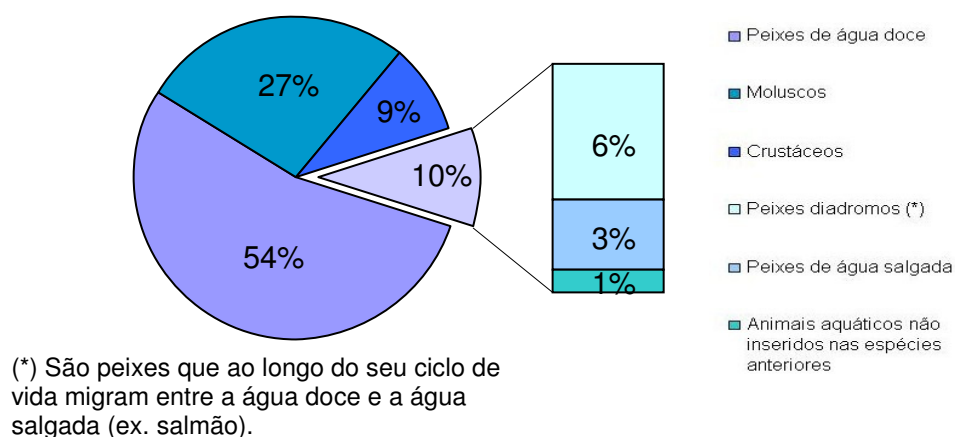


Figura 2 – Maiores grupos de espécies produzidos a nível mundial em aquacultura, em 2006 (FAO, 2009a).

1.2 Situação em Portugal

Portugal devido às suas características geográficas (influência do mar Mediterrâneo e do oceano Atlântico) apresenta um potencial único para a actividade aquícola e ainda para o desenvolvimento da cultura de novas espécies com interesse comercial. Apesar disto e de esta ser uma actividade centenária, só recentemente esta se iniciou com objectivos claramente industriais (Diniz, 1998).

A produção aquícola portuguesa, em relação à produção comunitária, apresenta valores muito baixos, 0,48% da produção em toneladas. No entanto, apesar da produção não ter aumentado da forma esperada esta, tem vindo a acompanhar a evolução positiva verificada na Europa.

Do ano 2005 para 2007 existiu uma redução de cerca de 5,4% da produção aquícola total, Contando assim em 2007 com uma produção de 7 448 toneladas, da qual, cerca de 87% (5 639 toneladas) correspondia à produção em águas salgadas e salobras, onde as principais espécies produzidas continuam a ser a amêijoia-boia, a dourada e o robalo, que, em 2005, representavam 70% da produção aquícola total (DGPA, 2007). Contrariamente a produção em águas doces tem vindo a perder importância, tendo essencialmente a truta como espécie principal a ser produzida, que apresentou contudo, um incremento relativamente a 2005 (INE, 2008).

Ao nível dos regimes de exploração, ainda predominam as unidades exploradas por estruturas familiares, em regime de exploração extensivo, sobretudo na cultura de bivalves. Na produção de peixe, em águas doces, salgadas e salobras predominam, os regimes de exploração semi-intensivo e intensivo.

A Região do Algarve continua a possuir a maior parte da produção aquícola, cerca de 50%, o que é explicado pela importância da produção de amêijoia-boia e ostra. Surge de seguida a Região Norte, devido à produção em água doce, com a truta arco-íris a ser a principal espécie produzida (DGPA, 2007).

A conjuntura económica desfavorável, sobretudo para a colocação no mercado das espécies tradicionalmente produzidas, a reduzida aposta na diversificação das espécies e dos produtos, bem como na certificação do produto e do processo produtivo, terão contribuído para alguma estagnação que se tem verificado no sector. Acresce que a predominância de pequenas empresas, com estabelecimentos de menor dimensão, cria alguns constrangimentos em termos de competitividade, nomeadamente pela dificuldade de redução dos custos de produção. Ao nível da produção de moluscos bivalves, sobretudo de amêijoia-boia têm-se verificado situações de mortalidade, provocadas por factores de ordem ambiental (INE, 2008).

Apesar disto o objectivo da política nacional de pescas respeitante à aquacultura é de aumentar a produção, diversidade e qualidade do produto, a fim de melhorar a posição competitiva do sector (FAO, 2008).

1.3 Impactos ambientais resultantes da aquacultura

Nos tanques de aquacultura são gerados resíduos resultantes de alimento não ingerido, alimentos não digeridos, excreta dos peixes e microrganismos que crescem no sistema (Jr e Noblet, 2002; Lin *et al.* 2002; Avnimelech e Ritvo, 2003; Pillay e Kutty, 2005).

Assim estas águas ricas em nutrientes e matéria orgânica em suspensão e dissolvida (Piedrahita, 2003) geram elevado impacto ambiental quando descarregadas em meio hídrico sem pré-tratamento (Jegatheesan *et al.*, 2007).

Os resíduos não podem ser evitados, pois os peixes ingerem 80-95% do alimento fornecido (Pillay e Kutty, 2005) e deste somente 20 – 30% é utilizado durante o seu crescimento (Baird *et al.*, 1996). Terminando assim mais de 60% da massa de alimento entrada na aquacultura como partículas e 40% na forma dissolvida (Masser *et al.*, 1999).

Segundo Cripps e Bergheim (2000) as concentrações das partículas nos efluentes não tratados são baixas (5-50 mg/L), e não parecem ter alterado significativamente nos últimos 20 anos, podendo conter geralmente 7-32% do N total e 30-84% do P total da água residual.

Relativamente aos resíduos na forma dissolvida faz parte a amónia que é excretada pelos peixes em quantidades substanciais, 50 -100mg/kg de peso corporal por dia (Iles, 2001).

O impacto da libertação dos resíduos sobre o meio ambiente vai depender da quantidade ou concentração total libertada e da capacidade de assimilação do meio ambiente (Piedrahita, 2003). Como resultado, a indústria da aquacultura intensiva enfrenta dois grandes problemas. O primeiro é a deterioração da qualidade da água causada pelos elevados níveis de concentração de metabolitos e o segundo é a baixa utilização de alimentos nos casos em que se praticam grandes trocas de água, dentro ou fora do tanque (Avnimelech, 2007). Relativamente ao segundo problema, apesar da alimentação empregue em quantidades inadequadas também conduzir a processos de eutrofização (Simões *et al.*, 2007; Troell *et al.*, 1999), a qualidade da alimentação e gestão da mesma podem ser manipuladas para diminuir a quantidade de resíduos sólidos produzidos (Cripps e Bergheim, 2000; Wu, 1995)

A preocupação com a falta de sustentabilidade ambiental dos sistemas intensivos de aquacultura, não só pelos aquacultores mas igualmente pelo público tem levado muitos países a desenvolver e adoptar práticas não poluidoras (Neori *et al.*, 2000; Schryver *et al.*, 2008; Subasinghe e Phillips, 2005; Tal *et al.*, 2003), baseadas em métodos que são construídos segundo os princípios da engenharia ecológica, pois estes têm o potencial para encontrar soluções que possam mitigar os impactos ambientais negativos da aquacultura intensiva (Troell *et al.*, 1999).

1.4 Qualidade das águas de aquacultura e sua caracterização

A aquacultura visa a criação rápida de peixes e a sua comercialização, de modo a que o produtor dela tire rendimento. Esse rendimento, como em qualquer outra produção animal, depende do bom estado de saúde dos peixes para que tenham apetite e convertam

o máximo de alimento administrado. O estado de saúde por sua vez está relacionado, para além do equilíbrio interno do animal, com as relações do animal com o seu meio ambiente (a água), onde existem potenciais agentes de doença (Menezes, 1998). Sendo por isso normal que animais stressados por causa da má qualidade da água sejam alvos prioritários para patogéneos e parasitas (Landau, 1992; Losordo *et al.*, 1999). As características da água de aquacultura são afectadas por factores como o tipo de sistema de produção empregue, a densidade de peixes, bem como a quantidade e o tipo de alimento (Masser *et al.*, 1999) o que conseqüentemente tem impacto na saúde dos peixes (Conte, 2004). Revela-se portanto a qualidade da água como um factor importante no processo de produção nos sistemas de aquacultura intensiva.

A qualidade da água mede-se pelas suas propriedades físicas, químicas e biológicas sendo as exigências diferentes de espécie para espécie, entre as diferentes idades dentro da mesma espécie e do regime de exploração escolhido.

Relativamente aos regimes de exploração as diferenças são notórias, pois se no intensivo as exigências são maiores e o alimento é totalmente dado pelo piscicultor, estando ausente a componente biológica da água (outros organismos aquáticos, incluindo bactérias e parasitas), no regime extensivo esta componente deve ser abundante porque é a fonte exclusiva de alimento (Menezes, 1998).

Existem vários parâmetros para avaliar a qualidade da água contudo os critérios de qualidade da água para os sistemas de aquacultura têm parâmetros considerados como típicos como a temperatura, oxigénio dissolvido, pressão total do gás carbónico, pH, amónia e nitritos. Nos sistemas de reutilização da água, os sólidos finos, orgânicos refractários, compostos activos de superfície, metais e nitratos podem-se tornar igualmente importantes (Masser *et al.*, 1999; Colt, 2006). Existem igualmente outros parâmetros que apesar de não serem usados normalmente também influenciam a qualidade da água. Variações além dos intervalos aceitáveis para estes parâmetros podem ser negativos para os peixes (Conte, 1992; Landau, 1992) e, em alguns casos, afectam a eficácia dos sistemas químicos de filtração ou dos medicamentos adicionados para tratar doenças (Landau, 1992).

1.4.1 pH

O pH da água pode afectar o crescimento, a reprodução dos peixes e a toxicidade de outras substâncias. O intervalo de valores de pH considerado como óptimo depende da espécie de peixes sendo os valores deste parâmetro abaixo de 4 e acima de 11, mortais (Parker, 2002).

Ao longo do dia o pH de algumas lagoas ou tanques pode variar. Durante o dia as lagoas têm um valor de pH alto, pois as plantas ou o fitoplâncton realizam a fotossíntese, removendo o CO₂ (que é uma substância ácida) do sistema aquático (Landau, 1992). Estes

aumentos normalmente são tolerados pelos peixes (Parker, 2002), apesar de que uma rápida mudança de pH, de duas ou mais unidades poder ser prejudicial (Masser *et al.*, 1999). Durante a noite, ou quando está nublado, vai sendo produzido mais CO₂ do que é usado tornando o pH inferior e a água torna-se assim mais ácida (Landau, 1992).

1.4.2 Temperatura

A temperatura da água afecta a alimentação, reprodução (por exemplo, a desova é desencadeada pela temperatura), imunidade, metabolismo dos animais aquáticos e também a percentagem de amónia não ionizada na água.

A temperatura ideal de crescimento, consegue assegurar deste modo que toda a energia do peixe possa ser usada maioritariamente, na produção de massa corporal ao invés de servir para o aquecimento corporal e deste modo permanecer vivo. A temperatura óptima por regra é a temperatura a que o peso total ganho é maior (Parker, 2002).

Não só as diferentes espécies têm necessidades diferentes, mas também as temperaturas óptimas podem alterar-se ou ter um leque mais restrito em cada fase do ciclo da vida, determinando assim as espécies que podem ou não estar presentes no sistema (Hernández *et al.*, 2007; Parker,2002).

Contudo é comum a todas as espécies o facto de tolerarem melhor alterações sazonais lentas do que mudanças rápidas, podendo estas últimas ser fatais para os animais aquáticos. Apesar da capacidade térmica da água ser muito elevada, tornando-se resistente a mudanças de temperatura, quando esta varia, mais de 1 a 2 °C, em 24 horas pode ocorrer o stress ou o choque térmico (Parker,2002). Aumentos significativos da temperatura são muitas vezes fatais, em boa parte pela rápida diminuição do oxigénio dissolvido (OD), enquanto que ao mesmo tempo, elevam a carência biológica de oxigénio (CBO) através do aumento do metabolismo dos organismos na lagoa e da salinidade. O aumento das doenças também é muito comum em altas temperaturas pois os animais cultivados estão enfraquecidos, e as bactérias, que tendem a ser capazes de resistir a mudanças relativamente grandes na temperatura, aumentam em número (Landau, 1992).

1.4.3 Condutividade

A condutividade é a capacidade da água para conduzir a corrente eléctrica e esta por sua vez é fruto da concentração de iões (sais). Assim à medida que aumenta a concentração de sais aumenta também o valor da condutividade, sendo este um indicador relativo do grau de salinidade (Boyd, 1982, Nielsen e Brock, 2006). A salinidade é portanto definida como a concentração total de todos os iões dissolvidos na água (Boyd, 1982, Buttner *et al.*, 1993, Nielsen e Brock, 2006).

Contudo os iões diferem na sua capacidade para conduzir a corrente eléctrica, a relação entre condutividade e salinidade depende da proporção dos principais iões presentes (Boyd, 1982, Nielsen e Brock, 2006).

A salinidade também depende do cloreto existente na água (equação 1), sendo o seu valor em água doce $\leq 0,5$ mg/l (Barnabé, 1994).

$$\text{Salinidade (mg/l)} = 30 + 1,805 \times \text{Cloreto (mg/l)} \quad (\text{equação 1})$$

Apesar dos peixes de água doce possuírem alguma tolerância à salinidade, esta em concentrações elevadas pode afectar a osmoregulação e influenciar a concentração de amónia não ionizada (Buttner *et al.*, 1993).

1.4.4 Nutrientes

Os peixes retêm apenas 5-40% dos nutrientes dos alimentos (Avnimelech e Ritvo, 2003). Quando libertados para a água em condições demasiado elevadas eles podem ter efeitos prejudiciais no meio aquático (Landau, 1992).

Autores como Avnimelech e Ritvo (2003) e Pillay e Kutty (2005), consideram para além dos sólidos suspensos (SS) os nutrientes dissolvidos, especialmente fontes de azoto e fósforo, como as principais formas de resíduos que têm importância na manutenção ambiental.

i) Azoto

O azoto tem um complexo ciclo biogeoquímico (Figura 3) com múltiplas transformações e uma variedade de formas de azoto orgânico e inorgânico que são essenciais para toda a vida biológica (Vymazal, 2007). As principais fontes de azoto numa aquacultura são a matéria orgânica existente na água e os produtos resultantes dos desperdícios do metabolismo dos peixes (Piedrahita, 2003; Floyd *et al.*, 2009). Mudanças de azoto provenientes destas fontes estão usualmente relacionadas com os processos de nitrificação, desnitrificação ou com a decomposição da matéria orgânica (Piedrahita, 2003).

O azoto dissolvido é excretado pelos peixes, sob a forma de ureia e amónia (Wright e Land, 1998; Altinok e Grizzle, 2004) através das membranas das guelras e na urina (Floyd *et al.*, 2009) sendo a amónia o principal contaminante produzido pelos peixes (Thurston *et al.*, 1981; Twarowska *et al.*, 1997; Wright e Land, 1998), resultando da digestão de proteínas. Estima-se que são produzidos 2,2 g de azoto amoniacal por cada 100 g de alimento fornecido (Masser *et al.*, 1999).

Para além da amónia resultar dos desperdícios do metabolismo nos peixes, esta também se forma por decomposição da matéria orgânica, num processo mediado por

bactérias nitrificantes aeróbias (Branson, 2000; Holle, 2001). Neste processo ocorre a mineralização do azoto orgânico da matéria orgânica (solúvel e insolúvel), o que pode resultar na redução da quantidade de azoto insolúvel com o correspondente aumento das formas de azoto solúveis.

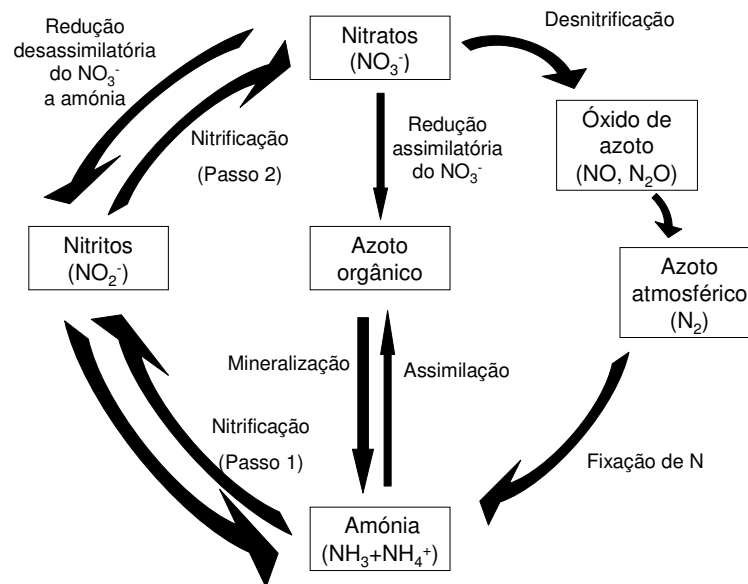


Figura 3 – Ciclo do azoto (adaptado de Bowden, 1987).

Na nitrificação existe a oxidação da amónia a nitrato (Piedrahita, 2003), mediada por bactérias nitrificantes aeróbias (Branson, 2000; Holle, 2001) e tendo o nitrito como intermediário (Tal *et al.*, 2003). O produto final é o nitrato que permanece em solução na água, não resultando portanto em mudanças substanciais na concentração de azoto dissolvido (Piedrahita, 2003). Devido ao efeito acidificante da nitrificação o pH pode diminuir para níveis com um efeito inibitório na performance da nitrificação e no crescimento dos peixes (Wik *et al.*, 2009).

A desnitrificação decorre num ambiente anóxico, no qual as bactérias heterotróficas facultativas reduzem os nitratos e os nitritos a azoto gasoso pela captura de energia e electrões da matéria orgânica biodegradável, usando o nitrato em vez do oxigénio como um aceitador de electrões. Num ambiente aeróbio estas bactérias utilizam mais eficientemente o oxigénio para a oxidação da matéria orgânica (Tal *et al.*, 2003).

O nitrito também pode ser formado a partir da redução de nitrato, em sistemas com altas concentrações de nitrato e condições anaeróbias (Landau, 1992; Colt, 2006). O processo ocorre em duas etapas: primeiro o nitrato é reduzido a óxido nítrico, que é posteriormente ainda mais reduzido a azoto atmosférico. Ambos os produtos finais são gases que são emitidos para a atmosfera. A um pH baixo, a segunda etapa de

desnitrificação é inibida, assim todo o azoto é libertado na forma de óxido nitroso (Verhoeven, 1999).

Tanto a amónia como o nitrito são altamente tóxicos para os peixes (Branson, 2000; Jang *et al.*, 2004). A amónia na água apresenta-se em duas formas: ionizada (NH_4^+) e não ionizada (NH_3), sendo esta última extremamente tóxica para os peixes (Twarowska *et al.*, 1997; Masser *et al.*, 1999; Lloyd, 2001; Floyd *et al.*, 2009). A toxicidade da amónia deve-se à sua capacidade de se mover através da membrana celular, o que se traduz em efeitos sérios na incidência de doenças, especialmente em condições em que a temperatura e o OD estão abaixo dos níveis considerados como óptimos (Colt, 2006; Floyd *et al.*, 2009). A exposição a curto prazo, a uma elevada concentração de amónia, provoca aumento da ventilação branquial, hiperexcitabilidade, perda de equilíbrio, convulsões, e depois a morte (Contudo os seus efeitos variam consideravelmente segundo as espécies e as condições do meio ambiente (Branson, 2000).

O nitrito quando em concentrações tóxicas, pode causar oxidação do ferro da hemoglobina do sangue a ião férrico, formando metahemoglobina podendo resultar em hipoxia, pois reduz a capacidade do sangue para reter as moléculas de oxigénio à medida que a água passa pelas brânquias, e posterior morte dos peixes (Qin *et al.*, 2005).

Normalmente o nitrato acumula-se na água quando não se dá a desnitrificação ou a directa absorção pelas plantas ou microrganismos (Gutierrez-Wing e Malone, 2006, Robins *et al.*, 2000, Lloyd, 2001) e apesar de este ser menos tóxico que as formas anteriores, pode mesmo assim levar a um crescimento mais lento, susceptibilidade a doenças, atraso no desenvolvimento menor fertilidade dos peixes (Environment Canada, 2003), causar a eutrofização das massas de água (Ghafari *et al.*, 2008; Virkutyte e Jegatheesan, 2009) e em níveis excessivos pode ser letal para algumas espécies de peixes (Lloyd, 2001; Environment Canada, 2003).

ii) Fósforo

O fósforo encontra-se presente na água quase exclusivamente na forma de fosfatos (Schlegel *et al.*, 1993) Usualmente detectado na água como ortofosfato solúvel, depende o equilíbrio das suas formas (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}) do pH. Nos tanques de peixes, o fósforo pode também estar sobre a forma de partículas (>10% do fósforo total (PT)), no entanto estes compostos são mineralizados pelas bactérias a ortofosfato solúvel (Southgate, 2003).

Numa aquacultura a origem do fósforo reside na actividade microbiana e no fósforo orgânico (Arrignon, 1999). Este último provém do alimento não ingerido, da urina excretada pelo peixe ou através das fezes.

Os níveis de fósforo geralmente permanecem baixos devido à rápida absorção de fósforo pelas plantas e microrganismos, assim como à ligação do fósforo aos solos (Stickney, 2000). O aumento na sua concentração, não é prejudicial para os peixes a nível de toxicidade, ao contrário do azoto, mas faz com que se dê a eutrofização da água, causando a depleção do oxigénio dissolvido (*Diana et al.*, 1997; Arrignom, 1999; Jang *et al.*, 2004) e são responsáveis pelo desagradável sabor aquando do consumo de peixe (Arrignom, 1999). Deste modo a produção de resíduos de fósforo, nomeadamente na forma dissolvida, é uma grande preocupação para muitas operações da cultura de peixes (Bureau e Cho, 1999).

1.4.5 Outros elementos

i) Cloro

O cloro é muito usado para desinfectar os equipamentos, tanques, instalações e os efluentes de aquacultura (Stickney, 2000), pois é tóxico para a maior parte dos organismos patogénicos (Liu e Lipták, 2000). O facto de aparecer em águas de aquacultura, pode resultar do lixiviamento de rochas e solos por águas naturais (Arrignom, 1999), fruto de alguma contaminação, como a, permanência de algum cloro residual após a desinfecção dos tanques (Chapman, 1996) ou a utilização de águas municipais (Buttner *et al.*, 1993). No entanto o cloro é libertado para a atmosfera através da estagnação das águas ou é removido com o uso de filtros (ex. filtro de carvão) (Kutty, 1987).

Quase todo o cloro ocorre em solução como cloro gasoso (Cl_2) (Chapman, 1996), que é extremamente reactivo com muitos compostos presentes nas águas e efluentes, formando compostos novos e menos reactivos (Liu e Lipták, 2000). Contudo se reagir com a amónia ou outros elementos azotados presentes na água pode formar compostos de cloramina. As cloraminas são germicidas mais fracas que o cloro, mas a sua toxicidade para os peixes é normalmente maior.

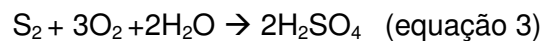
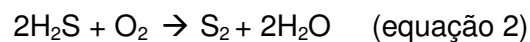
A toxicidade do cloro é devida à sua presença sob a forma de ácido hipocloroso (HOCl) e ião hipoclorito (OCl^-); que são oxidantes fortes e destroem as guelras e outros tecidos penetrando nas membranas celulares e danificando as estruturas celulares, enzimas, DNA e RNA, podendo levar à morte dos peixes (Stickney, 2000).

Por causa do seu efeito nefasto em algumas espécies de peixes é importante conhecer a concentração de cloro na água (Arrignom, 1999).

ii) Enxofre

O enxofre encontra-se presente na água nas formas de sulfato (SO_4^{2-}) e de ácido sulfídrico (H_2S).

O sulfato é um componente comum de muitas águas naturais e efluentes, e às vezes está presente em concentrações elevadas (Lens *et al.*, 1998). Está presente nas águas que passaram por terrenos com gesso (CaSO_4). Também resulta da oxidação de pirites e da actividade bacteriana como a da chlorothiobacteria, rhodothiobacteria e da leucothiobacteria no fundo dos tanques e lagos (Arrignom, 1999). Estas bactérias fototróficas aeróbias, podem oxidar o ácido sulfídrico, a enxofre e sulfato, como mostra a equação 2 e 3 (Schlegel *et al.*, 1993; Arrignom, 1999).



O ácido sulfídrico encontra-se nos sedimentos anóxicos ricos em matéria orgânica do fundo dos lagos e tanques (Barnabé, 1990). Forma-se em ambiente anaeróbio por mineralização (reacção conhecida como dessulfurização), ou no decurso da redução dissimilatória do sulfato pela bactéria redutora de sulfato; sendo esta a reacção que a maior parte das vezes acontece na natureza. Se o ácido sulfídrico fica em contacto com um ambiente aeróbio, ele é oxidado abioticamente ou por bactérias de enxofre aeróbias, a sulfato (Schlegel *et al.*, 1993).

A libertação de ácido sulfúrico para o meio ambiente é extremamente tóxica para muitos animais aquáticos (Bagarinao e Vetter, 1992), microrganismos e macrófitas, ao mesmo tempo que compete pelo consumo de oxigénio. É ainda um potente inibidor do crescimento das plantas e de certas actividades microbianas (Armstrong *et al.*, 1996; Chambers *et al.*, 1998; Koch e Erskine, 2001; Pedersen *et al.*, 2004).

Os danos causados pelo sulfato não são directos, uma vez que ele é um composto não-tóxico, contudo, altas concentrações de sulfato podem desequilibrar o ciclo natural do enxofre (Lens *et al.*, 1998).

Qualidade da água, crescimento e a reprodução dos animais aquáticos bem como os ciclos biogeoquímicos podem assim ser afectados pelos processos de redução do sulfato e a oxidação do ácido sulfídrico (Suplee e Cotner, 1996).

iii) Flúor

O flúor está presente na natureza sob a forma de fluoretos. Na água, em condições de baixo pH e dureza, os fluoretos inorgânicos geralmente permanecem em solução, na sua forma iónica (F⁻) (Pickering *et al.*, 1988; CEPA, 1994).

Os fluoretos tendem a acumular-se no exoesqueleto de invertebrados e nos tecidos dos peixes, o que pode influenciar a segurança do peixe, enquanto alimento, para consumo humano. A sua acção tóxica reside no entanto no facto dos iões fluoretos, inibirem a actividade enzimática, podendo em última instância, interromper os processos metabólicos, tais como a glicólise e a síntese de proteínas. A toxicidade dos fluoretos nos peixes aumenta com o aumento da concentração de fluoretos, tempo de exposição e com a temperatura da água e diminui com o aumento do tamanho corporal e o teor da água em cálcio. A tolerância dos peixes à toxicidade deste elemento é afectada não só pela dureza da água e o tamanho do peixe, mas também pela temperatura da água e teor em cloretos (Camargo, 2003).

1.5 Ciprinídeos

Os ciprinídeos são os peixes mais cultivados em todo o mundo (Kestemont, 1995), registando uma produção de 2 872 874 toneladas em 2007. Dados estatísticos apontam para que a produção possa ter chegado ao seu limite (FAO, 2009b).

Os ciprinídeos pertencem à família Cyprinidae, incluindo sete espécies principais entre as quais a *Carassius auratus* (Hulata, 1995). A notoriedade da família Cyprinidae em aquacultura, deve-se à combinação de vários factores, como os seus hábitos alimentares que se encontram num baixo nível na cadeia alimentar, elevada sobrevivência, eficiência de crescimento e tolerância a doenças e variações na qualidade da água (Kestemont, 1995). Na Tabela 1 resume-se as condições óptimas de crescimento dos ciprinídeos. O crescimento diário dos ciprinídeos pode ser de 2 a 4% do peso corporal nas zonas temperadas, atingindo o peso corporal de 2 kg após 2-4 épocas de criação (FAO, 2009b).

Estes peixes são cultivados principalmente em tanques em terra, onde o grau de intensidade de cultura varia do muito extensivo, cuja densidade populacional é de 0,03 - 0,06 peixes/m² (Brown, 1977 *cit.* McGeachin, 1986), sem alimentação nem fertilização suplementar, ao altamente intensivo com densidade populacional de 181 peixes/m² (Brown, 1977 *cit.* McGeachin, 1986), existindo manutenção da qualidade da água, fornecimento de rações completas, oxigenação mecânica, gestão dos rápidos aumentos do fitoplâncton (Stickney, 1986). Segundo a FAO (2009b) para um peso final esperado de 30 a 100g/peixe os ciprinídeos com 0,2 - 0,5g devem ser alojados em tanques numa densidade de 5 - 20 peixes/m² num regime de produção intensivo.

Tal como acontece na produção de salmonídeos e peixe-gato, também a produção intensiva de ciprinídeos em tanques causa vários impactos ambientais (Kestemont, 1995; Troell *et al.*, 1999).

Tabela 1 – Valores de alguns parâmetros físico-químicos da água considerados como ótimos para a produção de ciprinídeos. Ω : Condutividade; OD: Oxigénio Dissolvido; SS: Sólidos Suspensos.

Parâmetros	Intervalo óptimo	Referência
Amónia (mg/L)	0-0,1	(Lloyd, 2001; Colt, 2006; Jegatheesan <i>et al.</i> , 2007).
NO ₂ ⁻ (mg/L)	<0,1	(Poxton, 1991 <i>cit.</i> Lucas e Southgate, 2003).
NO ₃ ⁻ (mg/L)	<50	(Environ. Canada, 2003; Poxton, 1991 <i>cit.</i> Lucas e Southgate, 2003).
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	<1	(Jegatheesan <i>et al.</i> , 2007).
F ⁻ (mg/L)	<0,5	(Camargo, 2003).
Cl ⁻ (mg/L)	0,01 - 0,5	(Camargo, 1996; Fuge e Andrews, 1988; Datta <i>et al.</i> , 2000; Stickney, 2000; Camargo, 2003).
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	0 - 50	(Arrignom, 1999).
pH	6,0 - 9,0	(Arrignom, 1999; Poxton, 1991 <i>cit.</i> Lucas e Southgate, 2003)
Ω (μ s/cm)	20- 500 (água a 20°C)	(Arrignom, 1999)
T (°C) ¹⁾	12,8 – 30	(Bell, 1991, Piper <i>et al.</i> , 1982 <i>cit.</i> Conte, 1992; Poxton, 1991 <i>cit.</i> Lucas e Southgate, 2003; Arrignom, 1999)
OD (mg/L)	>3,0	(Poxton, 1991 <i>cit.</i> Lucas e Southgate, 2003).
CO ₂ (mg/L)	<6,0	(Poxton, 1991 <i>cit.</i> Lucas e Southgate, 2003).
SS	<15 (peso seco)	(Poxton, 1991 <i>cit.</i> Lucas e Southgate, 2003).

1) As temperaturas fornecidas são intervalos gerais para os ciprinídeos podendo variar consoante a espécie e genética individual das populações..

2. Sistemas de recirculação em aquacultura

Os sistemas de recirculação em aquacultura (SRA) têm vindo a ser amplamente adoptados (Twarowska *et al.*, 1997; Jr e Noblet, 2002; Piedrahita, 2003) na medida em que podem evitar os danos ambientais causados pela aquacultura (Wik *et al.*, 2009). Estando a ser desenvolvidos como tecnologias para reduzir o custo de produção e do tratamento das águas dos efluentes. (Jr e Noblet, 2002).

Este sistema consiste no tratamento biológico do efluente, que sai do tanque dos peixes, voltando este a retornar ao tanque, oferecendo desta maneira uma possibilidade de produção de peixe em grande escala, ecologicamente sustentável (Masser *et al.*, 1999; Piedrahita, 2003; Wik *et al.*, 2009). De forma a serem economicamente rentáveis estes sistemas têm de criar os peixes de forma intensiva (Masser *et al.*, 1999).

O SRA tem a vantagem de ter uma entrada de água mínima assim como uma descarga mínima de águas residuais, e permite o controlo total do ambiente de cultura (Qin *et al.*, 2005). Nestes sistemas com base em terra, existem propriedades ambientais importantes, tais como:

- possibilidade de reduzir a libertação de nutrientes eutrofizantes e de matéria orgânica para níveis diminutos;
- eliminação do risco de fugas de peixes que possam causar a contaminação genética e ecológica de populações selvagens;
- em regiões temperadas a conservação da energia térmica gerada a partir de bombas de água, oxigenação, da actividade dos peixes entre outros, permite o cultivo de espécies omnívoras e herbívoras de crescimento rápido a temperaturas óptimas, para o crescimento durante todo o ano;
- o teor de metais pesados em peixes e lamas produzidos poderem ser controlados (Wik *et al.*, 2009).

Além das vantagens sobre a aquacultura tradicional, referidas anteriormente, acrescem outras como a proximidade do mercado, produto de qualidade consistente, curto ciclo de produção devido ao ambiente controlado e à melhor conversão alimentar (Singh *et al.*, 1999).

Contudo também existem desvantagens neste sistema, uma das quais é a acumulação na água de alguns compostos (Colt, 2006). Não sendo raro, se não for utilizada a desnitrificação, atingir valores de nitratos tão altos como 300-400 mg/l. Estes valores normalmente não representam uma ameaça tóxica para os animais aquáticos, mas excedem substancialmente os padrões de água potável e poderá constituir uma carga ambiental de N significativa (van Rijn, 1996). Outra desvantagem é o facto de em climas quentes registarem-se elevadas taxas de evapotranspiração; reduzindo a quantidade de água no sistema. Este efeito é totalmente adverso quando a reutilização da água é um recurso primário na área (Masi e Martinuzzi, 2007).

Os SRA são biologicamente complexos, envolvendo intrincadas relações entre a qualidade da água, o sistema, e os parâmetros metabólicos dos peixes e bactérias (Masser *et al.*, 1999; Singh *et al.*, 1999). Daí ser importante remover os resíduos produzidos pois a água reutilizada tem de ter uma qualidade adequada para manter a cultura de organismos numa condição saudável e de crescimento rápida (Cripps e Bergheim, 2000).

3. Sistemas biológicos de tratamentos de águas de aquacultura

Durante muito tempo, o método mais comum para lidar com a poluição das águas de aquacultura tem sido a substituição contínua da água dos tanques com água fresca externa (Avnimelech, 1999; Gutierrez-Wing e Malone, 2006). No entanto, o volume de água necessário, mesmo em sistemas aquícolas de pequenas e médias dimensões pode atingir até várias centenas de metros cúbicos por dia (Wang, 2003).

Atendendo a que a água é um recurso escasso nos sistemas de produção em terra, os SRA têm vindo a ser cada vez mais utilizados, e com eles passa-se a usar principalmente técnicas de filtração mecânica e biológica, como meio para tratar os efluentes (Hall 1999), ou seja métodos de tratamento mecânico e biológico respectivamente (Baird et. al., 1996).

Dos dois métodos o tratamento biológico é o que tem sido mais utilizado para remover os poluentes da água (Losordo e Hobbs, 2000; Gutierrez-Wing e Malone, 2006), ficando a quantidade de água que precisa de ser substituída, geralmente reduzida para cerca de 10% do volume total de água, numa base diária (Twarowska *et al.*, 1997).

As formas dos sistemas de tratamento biológico podem variar, mas geralmente podem ser classificadas em duas categorias: biofiltros e zona húmida artificial (ZHA) (Ng *et al.*, 1996).

3.1 Biofiltros

Nos biofiltros existe o estabelecimento e colonização dos biofiltros por bactérias, o que pode levar semanas a meses. Estas bactérias crescem, envelhecem e morrem, dependendo este ciclo da sensibilidade às mudanças na qualidade da água, tratamentos químicos e depleção de oxigénio (Masser *et al.*, 1999).

Os biofiltros nos RAS podem ser divididas em duas categorias principais: filme fixo, no qual é fornecido um meio aos microrganismos para se fixarem e crescerem e um filme suspenso, no qual os microrganismos são mantidos em suspensão. Os sistemas de crescimento suspensos são considerados instáveis e estão associados à má qualidade da água pela comunidade em geral da aquacultura (Gutierrez-Wing, 2006). O que tem levado os aquacultores a optar pelos filtros de filme fixo aeróbio (deLos Reyes *et al.*, 1996; Greiner e Timmons, 1998; Singh *et al.*, 1999; Lekang e Kleppe, 2000; e Sandu *et al.*, 2002), mesmo este filtro necessitando para o seu funcionamento de um elevado nível de gestão (Gutierrez-Wing, 2006).

Vários tipos de biofiltros são geralmente utilizados em SRA, como por exemplo, os filtros percoladores e discos biológicos rotativos (Ng *et al.*, 1996, Van Rijn, 1996), que são os menos dependentes da taxa de fluxo para o transporte de substrato, pois fornecem oxigénio para o biofilme expondo-o ao ar (Golz, 2005).

No filtro percolador a água flui para baixo, por gravidade, através de um meio filtrante estacionário, por gravidade, ajudando na oxigenação e remoção de CO₂ da água. Este filtro tem uma baixa manutenção, instalação barata e grande tolerância às diferenças de cargas hidráulicas e orgânicas (Lekang e Kleppe, 2000). Por outro lado, apresenta como principal desvantagem o uso de um substrato com uma baixa área superficial, o que exige um espaço muito volumoso. Este substrato é também relativamente caro por unidade de área superficial (Greiner e Timmons, 1998).

Os discos biológicos rotativos são cilindros de plástico circulares com lâminas transversais que giram lentamente numa bacia de águas residuais. Eles utilizam como filtro um plástico com alta porosidade e conseqüentemente uma baixa superfície específica. Estes estão expostos ao ar a maior parte do tempo, sendo assim o oxigênio abundante. Contudo um potencial problema com estes filtros é que não há nenhuma maneira de se conseguir gerir activamente o biofilme, podendo ocorrer o entupimento quando o transporte de substrato é reduzido (Golz, 2005).

Embora a maior parte dos métodos de tratamento de água utilizados em sistemas intensivos de recirculação em aquacultura resultar numa transferência de nutrientes e matéria orgânica, e não numa redução global nas descargas, esta recolocação torna possível reduzir os impactos ambientais potenciais, pois facilita o tratamento de efluentes (Piedrahita, 2003). Contudo as desvantagens dos biofiltros são evidentes, incluindo a produção excessiva de lamas, o desempenho instável, a acumulação de nitratos (Lin et al., 2002; Qin et al., 2005) e o alto custo envolvido na sua construção e manutenção (Avnimelech, 1999).

Assim, a investigação sobre a ZHA como método alternativo ao tratamento de efluentes de aquacultura está em curso.

3.2 Zonas húmidas

As zonas húmidas (ZH) são sistemas semi-aquáticos, que normalmente contêm grandes quantidades de água,. Nos seus solos ocorre a decomposição da matéria orgânica, parcialmente aeróbia e anaeróbia, suportando vegetação emergente, altamente produtiva, capaz de captar grandes quantidades de nutrientes o que conduz a um crescimento reforçado (Verhoeven, 1999). As ZH podem ser naturais ou artificiais sendo estas últimas, semelhantes às primeiras, mas com o intuito de explorar optimamente os ciclos biogeoquímicos, que normalmente ocorrem nestes sistemas, para fins de tratamento de águas residuais (Rousseau *et al.*, 2008). Motivo pelo qual têm sido utilizadas para purificação de águas residuais em diferentes partes do mundo desde a década de 1950 (Verhoeven, 1999), especialmente para o tratamento de águas residuais e pluviais e cada vez mais utilizadas para o tratamento secundário.

O tratamento terciário acontece a seguir ao tratamento de lamas activadas, biodiscos, reactor anaeróbio de leito de lamas de fluxo ascendente, entre outros tratamentos. Quando não funcionais, as ZHA como estações de tratamento isoladas, podem ser combinadas entre si ou com outras unidades de tratamento de águas residuais de baixa tecnologia ou de alta tecnologia a fim de explorar as vantagens específicas dos diferentes sistemas. (Rousseau *et al.*, 2008).

3.2.1 Fluxos hidráulicos em zonas húmidas artificiais

Diferentes tipos de ZHA podem ser distinguidos, com base nas características do fluxo de água e nas espécies vegetais plantadas (Rousseau *et al.*, 2008).

As ZHA, quando classificadas segundo o seu fluxo de água, dividem-se em duas categorias principais: fluxo superficial (FS) ou fluxo subsuperficial (FSS). Nas zonas de FS, os fluxos de águas residuais passam através de uma bacia superficial plantada com macrófitas emergentes e submersas (Figura 4a). Estes tipos de sistema são explorados principalmente para o tratamento terciário e também em vários casos de poluição difusa (Verhoeven, 1999; Vymazal, 2007; Masi e Martinuzzi, 2007). No FSS (Figura 4b e c), o leito é preenchido com cascalho, areia ou substratos similares, e as plantas, crescem enraizadas ao enchimento. Esta última categoria pode ser ainda subdividida de acordo com a direcção do fluxo da água, ou seja, fluxo horizontal ou vertical.

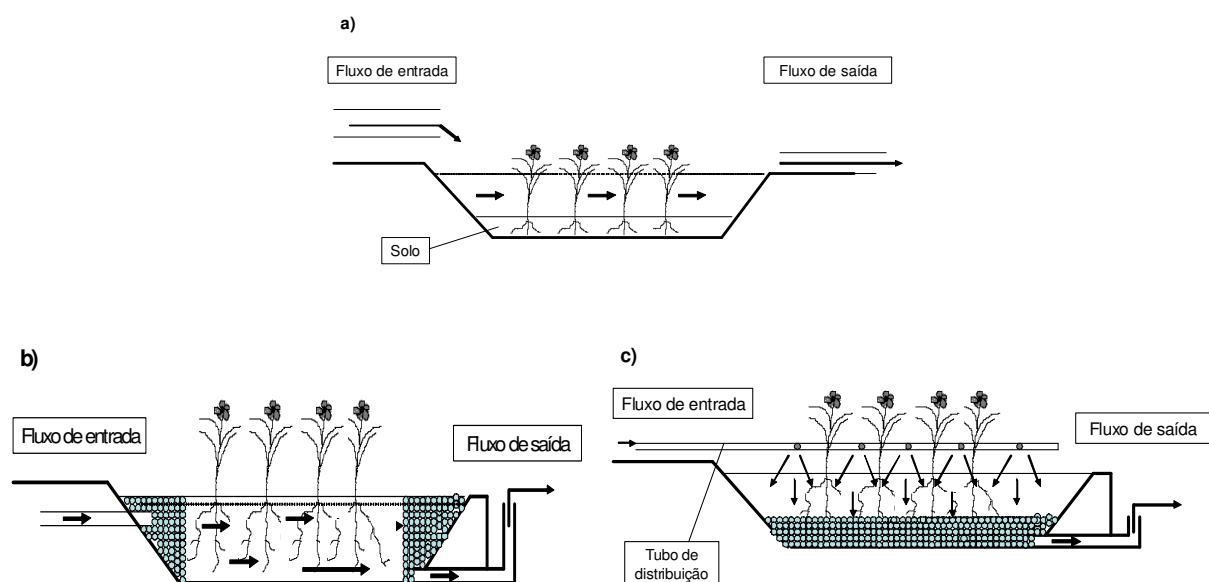


Figura 4 – ZHA para tratamento de águas residuais: a) com Fluxo Superficial, b) com Fluxo Sub Superficial Horizontal, c) com Fluxo Sub Superficial Vertical (adaptado de Vymazal, 2007).

As ZHA de FS são cada vez mais preferidas como tratamento terciário, devido aos custos do seu investimento serem mais baratos e ao elevado valor dos seus habitats

selvagens. No entanto, as ZH de FSS, tendem a ser mais amplamente aplicadas, devido à sua eficácia a filtrar sólidos e à remoção de CBO por unidade de área terrestre (Masi e Martinuzzi, 2007).

As ZHA de FSS geralmente têm um maior potencial de remoção de azoto do que fósforo (Vymazal *et al.*, 1998) pois o azoto pode ser convertido em gás e ser emitido para a atmosfera como uma consequência da acopolação dos processos da nitrificação e desnitrificação (Lantzke *et al.*, 1998).

A isto acresce o facto de ser preferível em climas mais quentes e zonas áridas escolher sistemas com um baixo tempo de retenção hidráulico (TRH) como as ZHA de fluxo vertical (ZHAFV), pois neste tipo de climas são elevadas as perdas de água por evapotranspiração, ou seja, as perdas de água por evaporação da água à superfície e da transpiração das plantas, o que pode levar a que a água se torne extremamente salina (Stottmeister *et al.*, 2003).

3.2.2 Zona húmida artificial de fluxo vertical

Nas ZHAFV (Figura 4c), é aplicada uma grande quantidade de efluente que inunda a superfície. Em seguida, as águas residuais, gradualmente percolam ao longo do leito e são recolhidas por uma rede de drenagem na base. Depois do leito drenar, o ar preenche a matriz do leito poroso. A próxima dose de efluente capta esse ar e em conjunto com a oxigenação, causada pela pulsão rápida da alimentação, leva a altas taxas de transferência de oxigénio para o efluente e para o interior do leito (Cooper e Green, 1995; Kayser e Kunst, 2005).

O efeito da gravidade na descida do fluxo de águas residuais resulta em gradientes espaciais de concentração de oxigénio e condições redox, favorecendo, processos oxidativos em camadas próximas à superfície da raiz e os processos redutores que são profundos e afastados das raízes (Wießner *et al.*, 2005).

3.2.2.1 Orientações na construção de uma ZHA de FV

Se a zona húmida artificial for bem concebida e mantida, os seus efluentes podem satisfazer os elevados padrões necessários para a recuperação da água (Rousseau *et al.*, 2008). Por esta razão um bom projecto conceptual de qualquer zona húmida de águas residuais antes de ser construído é de primordial importância para uma operação bem sucedida. O projecto deve ter em conta o tipo de águas residuais e da taxa de carregamento, as configurações hidrológicas e climatológicas da zona húmida projectada, os sedimentos e os tipos de plantas a serem utilizados e a gestão necessária para o funcionamento da zona húmida (Verhoeven, 1999).

Na construção de uma zona húmida artificial existem algumas orientações que se podem seguir, encontrando-se as mesmas abaixo descritas.

i) Sistema de drenagem e arejamento

Primeiramente o leito deve ser vedado por uma camada impermeável de argila ou por um revestimento de plástico (Verhoeven, 1999). De seguida, é colocado no fundo do leito, a uma profundidade de 60-100 cm, tubos de drenagem (Verhoeven, 1999). Estes tubos são arejados passivamente e servem para colectar as águas residuais tratadas (Brix e Arias, 2005). Desta forma evita-se a limitação na transferência de oxigénio na camada média de substrato do leito, que está isolada do ar ambiente (Singh *et al.*, 1999). Nas ZH de grande escala é recomendável ainda, para se conseguir uma adequada transferência de oxigénio para a camada média, a adição de condutas verticais que se prorrogam a partir da base do leito para a atmosfera, indo arejar passivamente a cama das ZH (Prochaska, 2007).

É importante que o filtro não fique saturado ou coberto com água de maneira a assegurar um elevado nível de oxigenação no filtro (Brix e Schierup, 1990), por isso deve existir um nível de água, ou seja uma linha permanente de água no interior do leito. O objectivo do nível de água, serve para garantir que a zona húmida de fluxo vertical está sempre molhada, evitando assim a canalização preferencial e o entupimento do sistema. A regulação deste nível permite a selecção das condições operacionais óptimas em termos de transferência de oxigénio e tem um efeito tampão, até 25 minutos/ciclo para um nível de água de 39%. Devido à existência de uma linha permanente de água, existe um efeito de mistura entre o efluente que está a ser tratado e o influente aplicado à superfície da zona húmida (Davies *et al.*, 2005).

ii) Material Filtrante

Tanto a composição química como os parâmetros físicos do material que constitui o filtro, tais como a distribuição da granulometria dos grãos, os espaços intersticiais dos poros, o tamanho efectivo do material do filtro, graus de irregularidade e coeficiente de permeabilidade são todos factores importantes que influenciam o tratamento dos efluentes (Stottmeister *et al.*, 2003).

A escolha do filtro é por isso preponderante pois para além de neste se ir fixar o biofilme (Bigambo e Mayo, 2005) também é este o principal contribuinte para a remoção de fósforo do sistema através da sua adsorção, sendo que esta poderá diminuir com o tempo, à medida que os sítios de adsorção do material filtrante ficam saturados (Lin *et al.*, 2002). Deste modo o filtro pode ser seleccionado em relação à sua longevidade. Esta longevidade, que é relativa à saturação do filtro em fósforo, pode ser prevista nestes sistemas de maneira a se estabelecer a melhor solução para remover o fósforo por um longo período de tempo.

Outros materiais, como por exemplo a concha de ostra ou a matéria orgânica, quando adicionados ao filtro podem aumentar a adsorção de fósforo (Seo, 2005).

Normalmente os leitos têm um tipo de sedimento relativamente grosseiro para que a água residual possa facilmente penetrar o solo. Tendo a vantagem dos sedimentos grosseiros também conduzirem a um bom arejamento da camada durante a parte seca de um ciclo seco-húmido (Verhoeven, 1999). Por estes motivos, torna-se assim importante, durante a construção, não compactar o filtro (Brix e Arias, 2005).

A areia e a leca são alguns dos materiais usados normalmente como filtro. A leca é o nome de um agregado leve de argila, que é um produto de argila que é seco, expandido e transformado em pequenas bolas através de processos industriais (Lekang e Kleppe, 2000).

iii) Sistema de distribuição

A água residual é distribuída uniformemente sobre a superfície do leito por uma rede de distribuição de tubos pressurizados. É importante que todo o sistema de distribuição seja colocado sob pressão por um período de tempo suficientemente longo para garantir uma distribuição de água uniforme ao longo de toda a superfície do leito (Brix e Arias, 2005). Nas ZHAFV que são alimentadas com águas residuais intermitentemente, o oxigénio entra maioritariamente no filtro devido ao efeito de sucção da água à medida que ela flui para baixo, o que permite o desenrolar dos processos aeróbios (Stottmeister et al., 2003).

iv) Requisitos de manutenção

A complexidade da ZHA é bastante baixa e a manutenção, por conseguinte, exige poucas qualificações especializadas. No entanto na prática, é muitas vezes observada uma manutenção insuficiente, resultando numa distribuição desigual do fluxo originado uma sobrecarga local. Inicialmente, a eficiência do tratamento parece não ser afectada, mas a progressiva deterioração do sistema pode reduzir irreversivelmente o desempenho a longo prazo (Rousseau *et al.*, 2008).

As tubagens de distribuição devem ser limpas e lavadas uma vez por ano, de forma a remover o lodo e o biofilme que podem ter bloqueado alguns dos buracos.

Caso exista entupimento do leito este pode ser contrabalançado diminuindo as taxas de entrada ou deixando um ou mais leitos de repouso. Durante o período de repouso, o material orgânico que bloqueia os poros pode ser decomposto e a condutividade hidráulica pode ser assim restaurada. Quando a maioria das poros são preenchidos com material inorgânico e a condutividade hidráulica é muito baixa, a única solução é escavar os 10 primeiros centímetros do filtro e ou se reabastece com novo material matricial ou se recarga com o mesmo material matricial após enxaguamento (Brix e Arias, 2005; Rousseau *et al.*, 2008). Esta prática realiza-se, pois é sabido que a maior parte da remoção ocorre

concretamente nos poucos centímetros da parte superior do filtro. No entanto, o sistema hidráulico de sistemas operacionais pode não ser perfeito, e por isso existe um risco de que a água ultrapasse os filtros finos muito rapidamente devido à falta de homogeneidade ou canais no material filtrante, neste caso pode ter-se de escavar um pouco mais fundo ou remover completamente o filtro.

Durante a primeira época de crescimento, é importante eliminar qualquer erva daninha que possa competir com as macrófitas plantadas. Estas últimas, não devem ser cortadas durante o Outono, porque o material vai ajudar a isolar o filtro contra geadas durante o inverno (Brix e Arias, 2005).

v) Custos

Os custos de operação e manutenção das zonas húmidas artificiais de tratamento terciário com fins de reutilização podem ser inferiores às de tratamento secundário e não só devido à baixa intensidade dos processos (menores taxas de carga) mas também por causa do retorno de determinados investimentos (Rousseau *et al.*, 2008), como a produção de uma colheita orgânica secundária de alta qualidade (Jegatheesan *et al.*, 2007) ou o uso da biomassa resultante do corte na alimentação animal (Truong e Hart, 2001).

O consumo de energia, se for caso disso, normalmente é limitado à bombagem, representando apenas um custo menor, pois a maior parte das ZH são concebidas para funcionar gravitacionalmente. Os químicos são raramente aplicados. Os custos de manutenção são, portanto, principalmente custos laborais: inspeção local, amostragem e controlo do efluente, limpeza dos sistemas de distribuição e de bombas, controlo das ervas daninhas, colheita de plantas, etc (Rousseau *et al.*, 2008).

Os maiores custos são normalmente a aquisição de terra, a mobilização de terras, plástico reforçado para evitar a contaminação ou infiltração de águas subterrâneas e material da matriz (areia ou cascalho). Contudo, após a sua vida funcional, a terra pode ser prontamente disponibilizada para outros fins. Outro factor habitualmente importante é a economia de escala: maiores ZH tendem a ser relativamente mais baratas por m³ de águas residuais tratadas.

Um custo incerto é o custo de "remoção" do sistema após a sua vida funcional, agora estimado em cerca de 20 anos. Especialmente o despejar ou a limpeza de materiais saturados dos filtros poderá resultar em altos custos suplementares (Rousseau *et al.*, 2008).

3.2.3 Papel dos microrganismos nas ZHA

Os poluentes, que passam pelos leitos, são removidos ou transformados pelos microrganismos que estão ligados ao filtro e ao sistema radicular das plantas (Brix e Schierup, 1990). Isto acontece pelo facto dos microrganismos heterotróficos usarem as suas

capacidades enzimáticas para mineralizar os compostos xenobióticos de modo a obter energia, carbono e nutrientes (McCutcheon e Schnoor, 2003).

A estabilização desta flora bacteriana em novos tanques e lagoas, demora muitas semanas o que impede o filtro de começar a funcionar eficientemente logo após a sua construção (Lloyd, 2001; Scholz e Xu, 2002). Por exemplo, inicialmente, os níveis de amónia vão aumentar devido aos desperdícios produzidos pelos peixes (Lloyd, 2001), o que faz com que as bactérias autotróficas (ex. Nitrosomonas) que existem na água e na superfície do filtro, onde a água que é oxigenada está em constante circulação, (Masser *et al.*, 1999) se multipliquem. O nível de amónia baixa então, seguindo-se um aumento nos níveis de nitritos. Outras bactérias multiplicam-se posteriormente nas semanas seguintes para oxidar estes nitritos a nitratos. Os nitratos, ou são absorvidos pelas macrófitas ou acumulam-se na água (Lloyd, 2001). Neste processo é importante manter uma boa oxigenação da água, para as bactérias nitrificantes não ficarem inibidas.

As bactérias que se encontram presentes no biofiltro, têm um intervalo de pH considerado como óptimo, que vai de 7 a 8. Abaixo do valor de pH 6 as bactérias nitrificantes chegam mesmo a ficar inibidas (Masser *et al.*, 1999).

A diversidade dos microrganismos dos filtros varia consoante as estações do ano, sendo elevada na Primavera e no Verão e baixa no Inverno e Outono. Podendo o seu número ser indicador de poluição, como acontece no caso em que aparecem protozoários flagelados em grande número revelando a existência de poluição por metais pesados (Scholz e Xu, 2002).

3.2.4 Fitorremediação e ZHA

São muitas vezes atribuídos aos microrganismos das ZHA, a função de tratamento de resíduos porque o metabolismo das plantas aquáticas não foi completamente compreendido (Brix, 1997; McCutcheon e Schnoor, 2003).

Surgiu então o conceito de fitorremediação, que é considerada uma tecnologia verde emergente que envolve o uso de plantas vasculares e associa microrganismos, fungos e algas da rizosfera para eliminar, transformar ou conter xenobióticos que estão localizadas em solos, sedimentos, águas superficiais, águas subterrâneas e até mesmo na atmosfera (Cunningham e Berti, 1993; Cunningham *et al.*, 1995; Schnoor *et al.*, 1995; Pradhan *et al.*, 1998; Alkorta e Garbisu, 2001 e Susarla *et al.*, 2002).

Isto acontece pois as plantas usam a luz solar como fonte de energia e o CO₂ atmosférico como uma fonte de carbono, no entanto, como elas também respiram, necessitam de enzimas catabólicas para quebrar a lenhina, celulose, cumarinas, flavonóides e outras moléculas complexas que são produzidas pelos fotoautotróficos. Essas moléculas são similares aos xenobióticos exógenos. Assim, as plantas tendem a transformar, conjugar

e armazenar xenobióticos endógenos e antropogênicos e a livrarem-se deles por deslignificação e degradação através de processos enzimáticos, que podem ainda ocorrer mesmo em plantas senescentes (McCutcheon e Schnoor, 2003). Além disso as plantas ajudam na biorremediação pela libertação de exsudados e enzimas que estimulam tanto a actividade bioquímica e microbiana no solo circundante como a mineralização na rizosfera (Schnoor *et al.*, 1995).

Os resíduos que podem ser geridos por fitorremediação são variados, por exemplo, metais pesados, solventes clorados (Medina *et al.*, 2003), explosivos (Schwitzguébel e Vanek, 2003) e hidrocarbonetos de petróleo, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), bifenilos policlorados (PCBs), pesticidas, radionuclídeos e lixiviados de aterros (McCutcheon e Schnoor, 2003).

Assim, a ZHA para o tratamento de águas residuais pode ser vista como uma prática existente, que aumenta uma parte vital da fitorremediação e que pode ser considerada o análogo aquático da biodegradação na rizosfera dos contaminantes nos solos (McCutcheon *et al.*, 2003), onde os processos que envolvem as plantas ganham relevo.

3.2.4.1 Tipos de Macrófitas em ZHA

As plantas aquáticas de maior crescimento nas ZH são normalmente chamadas macrófitas. Estas incluem plantas aquáticas vasculares, musgos aquáticos e algumas algas grandes (Brix, 1997).

As funções mais importantes em relação ao tratamento das águas residuais segundo Brix (1997) são os efeitos físicos que a presença das macrófitas dá origem. Elas estabilizam a superfície dos leitos, oferecem boas condições para a filtração física, previnem o entupimento do filtro, através do seu movimento e crescimento (Yang *et al.*, 2001; Brix e Arias 2005), isolam a superfície contra geadas durante o inverno, e fornecem uma enorme superfície para acompanhar o crescimento microbiano (Brix, 1997).

Além dos efeitos físicos, as plantas durante o seu crescimento podem incorporar os nutrientes gerados, por exemplo na produção de peixe, evitando excessos de trocas e descargas de águas com elevados nutrientes para o ambiente (Stottmeister *et al.*, 2003, Jegatheesan *et al.*, 2007). Têm também um reconhecido potencial para o transporte de oxigénio para a rizosfera, criando assim microzonas aeróbias, adjacentes à raiz e rizomas (Brix e Schierup, 1990; Scholz e Xu, 2002) que propiciam a actuação das bactérias que participam na degradação aeróbia da matéria orgânica e da nitrificação (Brix, 1997). A alguma distância das raízes, o solo é geralmente anaeróbio devido à saturação continua com água, possibilitando assim que o nitrato seja desnitrificado e emitido como gás azotado para a atmosfera (Brix e Schierup, 1990).

A zona húmida pode recuperar os nutrientes, captados pelas plantas, através da colheita da sua biomassa (Rousseau *et al.*, 2008). Tanto a remoção de azoto como de fósforo, através da colheita da biomassa acima do solo é baixa, mas pode ser importante para sistemas de carregamento ligeiro (ex. 100-200 g N/ m²/ ano e 10-20 g P/ m²/ano) (Vymazal, 2007). O que também depende do metabolismo das macrófitas que afecta, em graus diferentes, os processos de tratamento dependendo do tipo da ZH construída (Brix 1994,1997).

Deste modo as macrófitas, que têm uma rápida taxa de crescimento e uma grande biomassa, são boas candidatas à fitoextração (Garbisu e Alkorta, 2001). Motivo pelo qual, foi usada a *Vetiveria Zizanioides* e a *Phragmites australis* neste ensaio.

i) Vetiveria zizanioides

A *Vetiveria zizanioides* é uma planta perene que pertence à família das Poaceae (gramíneas). É nativa da Índia, crescendo em estado selvagem ou é cultivada em áreas tropicais e subtropicais.

Quando cultivada, tem a finalidade de extrair das suas raízes um valioso óleo essencial de consagrado uso na indústria da perfumaria (Mucciarelli *et al.*, 1998). Servindo a parte aérea da planta, depois de decomposta, para adubação de outras culturas (ICEA, 1971). Também pode ser usada na alimentação de animais herbívoros, contudo por causa do alto conteúdo em sílica nas suas folhas, ela não é considerada interessante nessa área (Mucciarelli *et al.*, 1998).

Para além dessas funções, a *Vetiveria* tem vindo a ser usada no domínio do tratamento de águas residuais, pelos motivos de seguida indicados.

A sua densa rigidez e o caule erecto pode reduzir a velocidade do fluxo de água, aumentar o tempo de retenção, aumentar a deposição de sedimentos e sedimentos vinculados a contaminantes (por exemplo, metais pesados e alguns pesticidas). Possui um sistema de raízes denso e finamente estruturado o que pode melhorar a estabilidade do leito, a absorção de nutrientes e proporcionar um ambiente que estimule os processos microbiológicos na rizosfera (Cull *et al.*, 2000, Truong e Hart, 2001).

Não só é altamente tolerante às condições climáticas e edáficas adversas (ICEA, 1971; Truong e Hart, 2001), como também, tem um elevado nível de tolerância a águas poluídas mesmo com metais pesados (Truong e Baker, 1998; Xia *et al.*2000).

A *Vetiveria* desenvolve-se rápida e vigorosamente, ultrapassando frequentemente, em climas quentes e chuvosos, a altura de 2 m. Tolerando as secas não muito severas, as baixas temperaturas e as fracas geadas, contudo as melhores condições são proporcionadas por um clima quente, bem ensolarado e com chuvas uniformemente distribuídas todo o ano (ICEA, 1971).

Comparativamente com outras plantas usadas geralmente nas ZH, como por exemplo a *Typha* spp, *Phragmites australis* e *Schoenoplectus validus* (Truong e Hart, 2001) a *Vetiveria* tem uma alta taxa de utilização de água (Truong, 2000).

Devido às características acima mencionadas, aliado ao seu rápido crescimento e à sua elevada capacidade para remover altas concentrações de N e P solúvel dos efluentes (Chunrong *et al.*, 1997; Xia *et al.*, 2000; Truong e Hart, 2001) a *Vetiveria* é perfeitamente adequada para a utilização como vegetação tampão ou como uma das espécies de plantas usadas nas ZH (Cull *et al.*, 2000) para tratar os efluentes de esgotos, matadouros, suiniculturas e de outras indústrias de pecuária intensiva, sem necessitarem sequer de ser diluídos. A sua utilização no tratamento de efluentes é um método eficiente e de baixo custo (Truong e Hart, 2001).

Como ela cresce rapidamente e tem uma grande biomassa (Chiu *et al.*, 2005) (produz normalmente 20-40 toneladas/ha/ano de peso seco (Vieritz *et al.*, 2003), os seus turhões devem ser aparados 2 a 3 vezes por ano, de maneira a continuar a remover sustentavelmente os poluentes dos lixiviados (Xia *et al.*, 2000). Ela perfilha abundantemente (ICEA, 1971), mas como em regiões temperadas não produz sementes o potencial para se tornar uma infestante é reduzido (Mucciarelli *et al.*, 1998).

ii) *Phragmites australis*

A *Phragmites australis* (*P. australis*) pertence à família das Poaceae (gramíneas), sendo por isso uma macrófita emergente perene (Davies *et al.*, 2005). O caule erecto cresce até 2-6 m de altura, com as plantas mais altas a crescerem nas zonas com verões quentes e condições de crescimento férteis. As folhas são amplas para uma erva, 2-3 cm com 20-50 cm de comprimento. As flores são produzidas numa densa panícula, lilás escura, de 20-50 cm de comprimento (Clevering e Lissner, 1999).

É uma espécie de planta vascular dominante, largamente propagada em muitos ecossistemas aquáticos, podendo ser considerada cosmopolita pois a sua distribuição geográfica vai de regiões temperadas frias para os trópicos (Clevering *et al.*, 2001 e Lessmann *et al.*, 2001). Apesar de propagar predominantemente por via vegetativa Vasconcelos (1981) observou no campo o aparecimento desta espécie proveniente de sementes.

A *P. australis* cresce em solos com diferentes valores de pH, salinidade, fertilidade e textura, atingindo consideravelmente altas proliferações sob diferentes condições climáticas (Ho, 1979; Karunaratne *et al.*, 2003). Durante as estações quentes, as plantas crescem rapidamente e têm luz solar suficiente, por isso, as taxas de evaporação e evapotranspiração são elevadas (Scholz e Xu, 2002). O fosfato solúvel é contudo o factor

limitante no desenvolvimento destas plantas, em todas as etapas da estação de crescimento (Oliveira *et al.*, 1999).

A versatilidade da *P. australis* em sobreviver em diferentes condições mostra a sua adaptação genética ao clima (Clevering *et al.*, 2001; Lessmann *et al.*, 2001).

Esta espécie é por isso uma excelente planta para ser aplicada nos ecossistemas construídos, ZH construídas e nos estudos de fitorremediação, que mundialmente são cada vez mais utilizados.

Tabela 2 – Síntese de dados de diferentes tipos de ZHA usadas no tratamento de efluentes de aquacultura. Q: Caudal; q: taxa de carga hidráulica; TRH: Tempo de retenção hidráulico; NT: Azoto total; PT: Fósforo total; CQO: Carência química de oxigênio; CBO₅: Carência bioquímica de oxigênio após 5 dias; SS: Sólidos suspensos; SST: Sólidos suspensos totais; SSV: Sólidos suspensos voláteis; SSI: Sólidos suspensos inorgânicos.

Referência	Tipo de ZHA	Escala	Macrófitas	Peixes	Hidráulica	Concentração influente (mg/L)	Taxas de remoção (%)
Lin <i>et al.</i> (2002)	ZHAFS e ZHAFH	Piloto (Área = 5m ²)	<i>Ipomoea aquática</i> e <i>Paspalum vaginatum</i> <i>Phragmites australis</i>	<i>Chanos chanos</i> (Peixe-leite) (Área tanque = 0,2ha)	Fluxo contínuo Q = 0,18-1,35m ³ /dia q = 0,02 - 0,14 m/dia TRH = 1,1 - 8,4 dias (ZHAFS) e 0,6 - 4,4 dias (ZHAFH)	NH ₄ ⁺ = 0,12 - 14,7 NO ₂ ⁻ = 0,02 - 1,5 NO ₃ ⁻ = 0,01 - 5,3 PO ₄ ³⁻ = 3,1 - 17,7	NH ₄ ⁺ = 86 - 98 NO ₂ ⁻ > 99 NO ₃ ⁻ = 88 - 99 PO ₄ ³⁻ = 32 - 71 CQO = 25 - 55 SS = 47 - 86
Tilley (2002)	ZHAFH	Industrial (Área = 7,7ha)	<i>Ruppia maritime</i> , <i>Chara spp.</i> , <i>Pithophora spp.</i> , <i>Nymphaea odorata</i> , <i>Hydrochola carolinensis</i> , <i>T. latifolia</i> , <i>Juncus effusus</i> , <i>Sesbania drummondii</i> , <i>Borrchia frutescens</i> , <i>Avicenniagerminans</i>	<i>Litopenaeus vannamei</i> (Camarão branco) (Área tanque = 8,1ha)	Fluxo contínuo Q = 13 600m ³ /dia TRH = 1 dia	PT = 0,31 CBO ₅ = 10,6 SST = 47 SSI = 36 SSV = 49	PT = 19 CBO ₅ = 17 SST = 51 SSI = 62 SSV = 48

Lin <i>et al.</i> (2003)	ZHAFS e ZHAFH	Piloto (Área = 5m ²)	<i>Phragmites australis</i> (100 plantas/m ²)	<i>Litopenaeus vannamei</i> (Camarão branco) (Área tanque = 6m ²)	Fluxo contínuo Q = 2,1m ³ /dia q = 0,3m/dia TRH = 0,5 (ZHAFS) e 0,26 dias (ZHAFH)	NH ₄ ⁺ total = 0,21 NO ₂ ⁻ = 0,05 NO ₃ ⁻ = 0,41 PO ₄ ³⁻ = 8,45 CBO ₅ = 5,0 SS = 36	NH ₄ ⁺ total = 57 NO ₂ ⁻ = 90 NO ₃ ⁻ = 68 PO ₄ ³⁻ = 5,4 CBO ₅ = 24 SS = 71
Schulz <i>et al.</i> (2003)	ZHAFH	Piloto (Área = 1,4m ²)	<i>Phragmites australis</i> (20 plantas/m ²)	<i>Onchorynchus mykiss</i> (Truta arco-íris) (Área tanque = 2,52m ²)	Fluxo contínuo Q = 12,96m ³ /dia q = 1 - 5m/dia TRH = 0,06 - 0,31 dias	NT = 2,4 NH ₄ ⁺ = 0,61 NO ₃ ⁻ = 0,7 PT = 347 CQO = 41,01 SST = 14,15	NT = 26,2 - 40,4 NH ₄ ⁺ = 72,5 - 78,1 NO ₃ ⁻ = - 97,8 - (- 46,3) PT = 62,9 - 67,5 CQO = 71,4 - 73,8 SST = 96,6 - 97,1
Lymbery (2006)	ZHAFH	Piloto (Área = 1m ²)	<i>Juncus kraussii</i>	<i>Onchorynchus mykiss</i> (Truta arco-íris)	Fluxo descontínuo (2 vezes/semana) Q = 0,03m ³ /semana	NT = 2,97 - 0,82 PT = 1,01 - 0,18	NT = 11,5 - 69 PT = 53,3 - 88,5
Tilley (2002)	ZHAFH	Industrial (Área = 7,7ha)	<i>Ruppia maritime</i> , <i>Chara</i> <i>spp.</i> , <i>Pithophora spp.</i> , <i>Nymphaea odorata</i> , <i>Hydrochola carolinensis</i> , <i>T.</i> <i>latifolia</i> , <i>Juncus effusus</i> , <i>Sesbania drummondii</i> , <i>Borrchia frutescens</i> , <i>Avicenniagerminans</i>	<i>Litopenaeus vannamei</i> (Camarão branco) (Área tanque = 8,1ha)	Fluxo contínuo Q = 13 600m ³ /dia TRH= 1 dia	PT = 0,31 CBO ₅ = 10,6 SST = 47 SSI= 36 SSV = 49	PT = 19 CBO ₅ = 17 SST = 51 SSI = 62 SSV = 48
Gu <i>et al.</i> (2007)	ZHAFV	Industrial (Área = 80m ²)	<i>Canna indica</i> , <i>Typha</i> <i>latifolia</i> , <i>Acorus calamus</i> , <i>Agrave sisalana</i>	<i>Ictalurus punctatus</i> (Peixe-gato-do-canal), <i>Megalobrama</i>	Fluxo contínuo q = 0,3 m/dia TRH = 0,58 - 1,44 dias	NT = 2,84 NH ₄ ⁺ = 0,52 NO ₃ ⁻ = 0,41	NT = 54,6 NH ₄ ⁺ = 61,5 NO ₃ ⁻ = 68,0

				<i>amblycephala</i> , <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Carpa prateada), <i>Mylopharyngodon piceus</i> (Área tanque = 160 e 200m ²)		PT = 0,35 PO ₄ ³⁻ = 0,05 CBO ₅ = 5,8 SST = 21,5	PT = 80,1 PO ₄ ³⁻ = 20,0 CBO ₅ = 70,5 SST = 81,9
Zachritz <i>et al.</i> (2008)	ZHAFH	Industrial (Área = 53,8m ²)	<i>Canna sp.</i> e <i>Scirpus sp.</i>	O. mossambicus x O. Aureus (Tilápia vermelha)	Fluxo contínuo Q = 163m ³ /dia q = 3,03m/dia TRH = 0,12 dias	NH ₄ ⁺ total = 0,48 NO ₂ ⁻ = 0,46 NO ₃ ⁻ = 2,65 PT = 3,21 SST = 2,27 OD=3,42	NH ₄ ⁺ total = 95 NO ₂ ⁻ = 85 NO ₃ ⁻ = 14,5 PT = 0,5 SST = 79,4 OD=90,1
Sindilariu <i>et al.</i> (2008)	ZHAFH	Industrial (Área = 23,6m ²)	<i>Phragmites communis</i> e <i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Onchorynchus mykiss</i> (<i>Truta arco-íris</i>)	Fluxo contínuo Q = 337m ³ /dia	NT = 6,14 NH ₄ ⁺ total = 0,75 NO ₂ ⁻ = 0,011 NO ₃ ⁻ = 4,84 PT = 0,25 PO ₄ ³⁻ = 0,04 SST = 7,18 CBO ₅ = 6,90 CQO = 14,2	NT = 5,5 NH ₄ ⁺ total = 61,2 NO ₂ ⁻ = 100 NO ₃ ⁻ = - 8,4 PT = 43,1 PO ₄ ³⁻ = - 158 SST = 84,6 CBO ₅ = 71,5 CQO = 54,6

III. Materiais e Métodos

Este trabalho experimental teve como primeiro objectivo a construção e implementação, na Faculdade de Medicina Veterinária (FMV) da Universidade Técnica de Lisboa, de três ZHAFV a uma escala piloto. Cada uma destas zonas húmidas artificiais de fluxo vertical, que passaremos a designar como leito, encontrava-se ligada a um tanque com peixes, simulando um sistema de recirculação de águas numa aquacultura de regime de produção intensivo com excepção que não havia substituição de água diária, somente uma adição semanal. O segundo objectivo foi avaliar a eficiência das plantas destas ZHA por comparação do tratamento de alguns dos parâmetros dos efluentes que provinham dos tanques com peixes. Avaliou-se também o peso corporal dos peixes e o funcionamento dos leitos.

1. Construção dos leitos

Para a construção dos leitos foram usadas 3 caixas em plástico com $(0,51 \times 0,73 \times 0,39) \text{m}^3$. Num dos lados da caixa, foi feito uma abertura buraco a 0,02m do fundo da mesma, tendo sido colocado um passa paredes com 1”(polegada) de diâmetro que se uniu, do lado exterior da caixa, a uma mangueira com $\frac{1}{4}$ ” de diâmetro e no interior a um sistema de drenagem (Figura 5). A mangueira tem uma curvatura aos 0,14 m, que regula o nível de água dentro do leito.

O sistema de drenagem foi montado ligando, por meio de cruzetas (Gardena®), tubos com 1” de diâmetro em PVC (Policloreto de Vinilo) a um tubo principal, também de 1” de diâmetro, que era perpendicular aos anteriores (Figura 6). Este tubo principal é o colector principal para onde convergiam as águas que entravam nos outros tubos. Os tubos perpendiculares foram perfurados de maneira a terem orifícios com 2,5 a 3mm (milímetros) de largura e 10 a 10,5 mm de comprimento.



Figura 5 – Fotografia mostrando a união da mangueira ao “passa paredes”.



Figura 6 – Fotografia do sistema de drenagem, colocado no fundo da caixa

Na ponta do tubo colector principal, contrária à ligação à mangueira, foi unida uma peça chamada “joelho” que se ligou a um tubo em PVC, com 1” de diâmetro, que se estende na vertical acima da superfície do solo e permite assim o arejamento passivo do sistema (Brix e Árias, 2005).

Usou-se como material filtrante a Leca ® 2/4 e 8/16, tendo servido esta para preencher os leitos segundo a ordem indicada na figura 7.

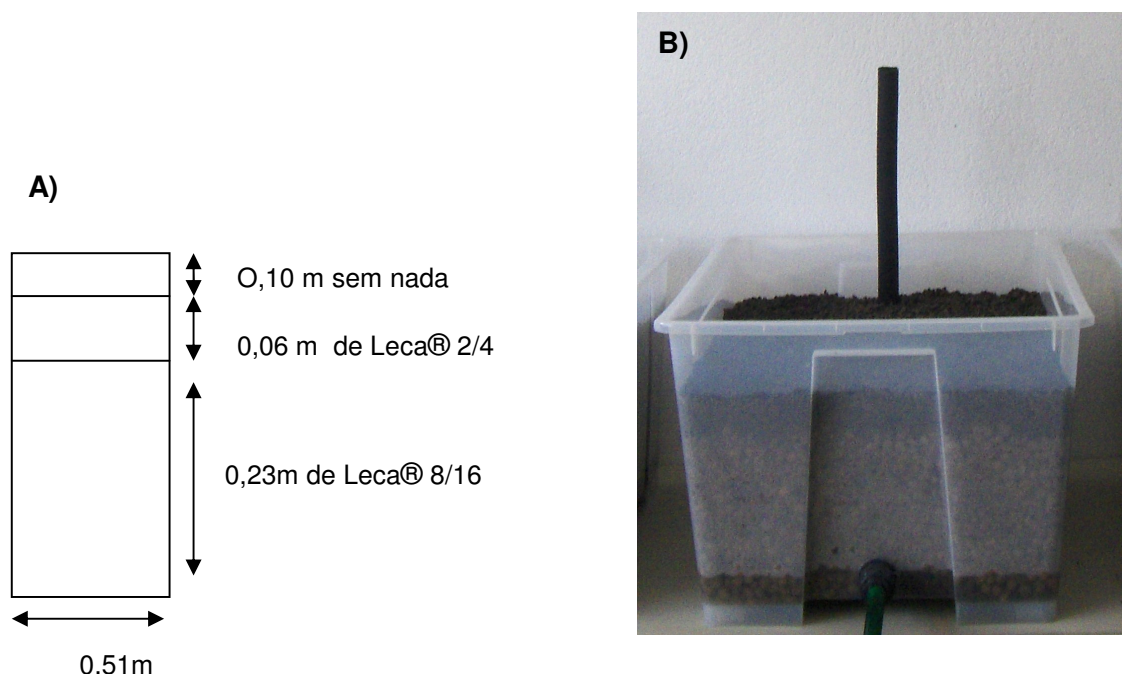


Figura 7 – A) Esquema da estratificação das camadas do leito. B) Fotografia do leito após o seu preenchimento com Leca ®.

De maneira a se conseguir uma renovação da água do fundo do leito, colocou-se



Figura 8 – Fotografia do sistema de rega.

uma ripa de madeira, com uma espessura de 0,4cm (centímetros), por baixo da caixa na parte traseira, de modo a criar uma inclinação de 0,5% nos leitos.

Cada leito foi alimentado por um sistema de rega, com 6 microdifusores (Impact®) que se encontram inseridos num tubo em PVC com 3/4” de diâmetro e que está acima da Leca®, rodeando internamente todo o perímetro do leito (Figura 8). Deste modo, consegue-se uma distribuição uniforme do

efluente em toda a superfície do leito. Para aproximar o melhor possível os leitos de ZH, eles foram forrados com plástico preto, para evitar que se formassem algas no interior do leito.

Um dos leitos foi plantado no dia 18 de Novembro de 2008 com *Phragmites australis* (leito C) (Figura 9), que foram trazidas de um dos leitos existentes no Instituto Superior Técnico, o outro leito foi plantado a 16 de Janeiro de 2009 com *Vetiveria zizanioides* (leito A) (Figura 10) que foram trazidas da região do Alentejo. O leito, que se encontrava entre os dois anteriores, era o nosso leito de controlo (leito B), onde nada foi plantado.

No leito A e C a densidade de plantação foi de 25 plantas/m², com uma distância entre linhas de 0,17m e na linha de 0,12m.



Figura 9 – Fotografia da *Phragmites australis* plantada no leito B.



Figura 10 – Fotografia da *Vetiveria zizanioides* plantada no leito A.

2. Implementação do sistema de recirculação de águas

Usaram-se três tanques de vidro, forrados externamente por plásticos externos de maneira a evitar o crescimento de algas e foram enchidos com 100L (litros) de água que proveio da rede pública, cujas análises se encontram no anexo III. Cada tanque possui uma bomba submersível centrífuga da Laguna® (modelo power jet free-flow 6000) com uma capacidade máxima de bombagem de 5900 l/h; que ao mesmo tempo faz a mistura da água no tanque pois possui uma bifurcação em T, bifurcação esta que também evita a sobrecarga do motor no caso do entupimento de algum dos equipamentos.

Antes da água entrar na bomba passa por um filtro da Laguna® (modelo Powerflow) que foi colocado antes desta, de maneira a reter os detritos sólidos. A

água após sair da bomba passa por um redutor de pressão da Gardena® (modelo Micro-Drip-System) contendo este um filtro de modo a evitar a passagem de partículas que possam causar o entupimento dos microdifusores. O redutor, por sua vez, está ligado ao sistema de rega, por via de um tubo com 5/8" de diâmetro. O esquema 1 permite obter uma visão global do sistema.

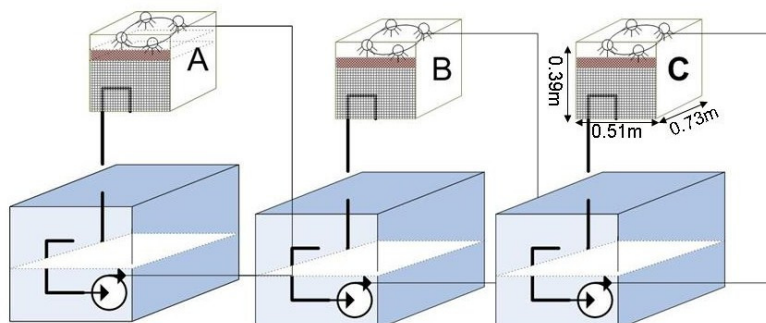


Figura 11 – Esquema das ZHAFV piloto ligadas aos respectivos tanques de peixes em sistema de recirculação de águas. A) leito plantado com *Vetiveria zizanioides*; B) leito de controlo; C) leito plantado com *P. australis*.

Os leitos, através do uso de um temporizador, eram alimentados intermitentemente, 12 ciclos/dia, 1h/ciclo, com o efluente proveniente do tanque dos peixes a 100L/h, sendo o TRH nos leitos de 9,03 h/dia.

Cada tanque foi povoado com 93 ciprinídeos, da espécie *Carassius auratus* (Figura 12), que nasceram no aquário Vasco da Gama, e que foram trazidas com um peso corporal médio de 6,06 g. Foi-lhes fornecida uma dieta da Aquasoja (Carpas4), cuja composição se encontra na Tabela 3, diariamente de segunda a sexta-feira entre as 8h00 e as 8h30, numa média de 10,8 g da dieta/ tanque. Deste modo consegue-se simular uma produção intensiva de ciprinídeos com uma densidade populacional



Figura 12 – *Carassius auratus*.

de 186 peixes/m², sendo superior a 5 – 20 peixes/m² para um peso final esperado de 30 a

100g/carpa segundo a FAO (2009b). Foram levadas a cabo, no Laboratório de Segurança Alimentar da FMV, análises à dieta fornecida, relativamente à proteína bruta e fósforo total segundo os métodos da AOAC (2000), 976.06 e o 965.17 respectivamente. Estando os seus valores de acordo com o que foi apresentado na

Tabela 3. Considerou-se o dia 16/01/2009 como data de conclusão da construção do sistema.

Tabela 3 - Composição da dieta (% alimento) dos peixes, composição química e composição do complexo vitamínico e mineral por Kg de alimento.

Ingredientes	% Matéria Seca
Bagaço de Soja	29,0
Bagaço de Colza	9,0
Farinha de Peixe	26,2
Óleo de Peixe	4,0
Trigo Forrageiro	17,0
Glúten de Milho	1,5
Farinha de Milho	13,0
Premistura	0,3
Composição química	% Matéria Seca
Proteína bruta	36
Gordura Bruta	8,0
Cinzas Brutas	9,0
Fibra bruta	3,5
Fosforo	1,2
Vitaminas e minerais	
Vitamina A (Retinol)	5000 U.I. ¹
Vitamina D3 (Colecalciferol)	1000 U.I. ¹
Vitamina E (Alfatocoferol)	200 mg
Cobre (Sulfato Cúprico Penta-Hidratado)	13 mg
Antioxidantes:	Quantidade
E324 (Etoxiquina)	desconhecida
E310 (Galato de propilo)	

¹ U.I.: Unidades Internacionais

3. Colheitas de amostras

Para a realização do presente trabalho foram recolhidas, antes de alimentar os peixes, duas amostras de água por leito, à entrada e saída do mesmo, entre as 7h30 e as 8h00. Cada amostra tinha um volume de 50 ml. Logo após as colheitas as amostras foram acondicionadas numa embalagem que mantinha a temperatura a 4°C..

4. Caracterização das amostras

A calendarização das análises, assim como as restantes actividades de manutenção realizadas, encontram-se no anexo I. As amostras e análises não foram efectuadas todos os dias pois considerou-se o sistema num estado pseudo-estacionário.

4.1 Quantificação do NO_2^- , NO_3^- , Cl^- , PO_4^{3-} , F^- e SO_4^{2-}

No mesmo dia, da amostragem as amostras foram analisadas no laboratório do ENVERG (Environmental and Eco-Process Engineering Research Group) do IBB (Instituto de Biotecnologia e Bioengenharia).

Os NO_2^- , NO_3^- , Cl^- , PO_4^{3-} , F^- , SO_4^{2-} foram os parâmetros analisados e a sua quantificação foi feita pela técnica da Cromatografia iónica, sendo para tal utilizado um cromatógrafo iónico da Metrohm (761 compact IC com coluna METROSEP A SUPP 5 - 150). Este aparelho foi calibrado e estabeleceu-se a recta de calibração, com os limites de detecção do NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , F^- a irem de 0,625 a 10 mg/L e do Cl^- e SO_4^{2-} de 1,25 a 10 mg/L. As amostras foram colocadas no aparelho sem diluição com excepção das que serviam para determinar os sulfatos, estas eram diluídas na proporção de 1 ml de amostra para 20 ml de água Milli-Q de modo a que os sulfatos estivessem dentro da curva de calibração.

4.2 Quantificação do pH e condutividade

A medição do pH e condutividade das amostras foi realizada no Laboratório de Segurança Alimentar da FMV.

Na determinação do pH utilizou-se um medidor de pH HI 9025 (HANNA instruments), o qual foi sujeito a calibração diária usando 2 soluções padrão (pH = 4 e pH = 6,86) e a condutividade eléctrica foi determinada por um condutímetro LF90 (WTW).

4.3 Medida da temperatura

Para medir a temperatura da água dos tanques e a temperatura no interior dos leitões foram usados termómetros de mercúrio.

4.4 Estimativa da evaporação e da evapotranspiração

Para a determinação da evaporação e evapotranspiração ocorrida em cada sistema, procedeu-se ao registo da diferença de água no tanque todas as sextas-feiras adicionando-se após cada medição água da rede pública aos sistemas, de modo a perfazer os 100 L de água em cada tanque. Procedeu-se desta maneira durante o período em que decorreram as colheitas das amostras. Calculou-se a média diária de

evaporação e evapotranspiração, a qual serviu para proceder ao ajuste dos valores dos parâmetros analisados.

5. Pesagem dos peixes

Realizou-se a pesagem dos peixes no dia 25/05/2009 e no dia 14/07/2009 de maneira a se observar a variação média do peso corporal dos peixes (equação 5) nos três sistemas. Para isto, capturaram-se, ao acaso, 10 peixes de cada tanque, pesando-se cada uma separadamente, registrando-se os resultados.

$$\text{Variação média do peso corporal (\%)} = \frac{(P2-P1) \times 100}{P2} \text{ (equação 5)}$$

Sendo P2 o peso final do animal e P1 o peso inicialmente registado.

6. Tratamento estatístico de dados

As análises estatísticas foram realizadas no programa R (versão 2.9.2) sendo em todos os testes usado um limiar de significância de 5%.

A comparação das diferenças entre os valores da temperatura, pH, condutividade, e concentração de NO_2^- , NO_3^- , Cl^- , PO_4^{3-} , F^- , SO_4^{2-} da água à entrada e saída dos leitos foram analisadas por análise de variância (ANOVA) a dois factores, sendo as suas médias avaliadas posteriormente pelo teste de Tuckey.

As eficiências de remoção e variação foram analisadas por ANOVA a um factor, sendo também as médias das eficiências de remoção e da variação entre os sistemas comparadas pelo teste de Tuckey.

Analisou-se a variação média do peso corporal dos peixes durante o período da experiência por ANOVA a 2 factores com interacção.

Todos os sistemas estudados neste projecto estavam localizados na mesma sala e são idênticos em termos de quantidade de peixes e de alimentação fornecida, de maneira a assegurar a validade estatística da análise dos dados.

IV. Resultados e Discussão

1. Dificuldades na construção e instalação das unidades piloto

As principais dificuldades na construção e instalação das unidades piloto prenderam-se com a aquisição de material com as dimensões apropriadas e a sua regulação/afinação, denotando-se que a criação de uma ZHA com maiores dimensões será mais fácil se realizar-se, relativamente a estes dois aspectos, devido à grande oferta de materiais com as dimensões requeridas.

Nos três sistemas de recirculação verificaram-se problemas com o entupimento do pré-filtro (que se encontra antes da bomba), tubagem de distribuição da água (que levava o efluente do tanque para o leito) e dos microdifusores.

No caso do pré-filtro teve de se proceder durante o decorrer da experiência a 4 limpezas. Constatou-se na limpeza dos mesmos que as fezes eram o material que o entupia.

Relativamente ao entupimento das tubagens de distribuição e dos microdifusores verificou-se que o entupimento não era devido à acumulação de fezes mas sim por uma massa que, segundo Masser et al. (1999), seriam fungos, bactérias e algas, que proliferam em resposta aos altos níveis de nutrientes e matéria orgânica.

Ao contrário da limpeza e lavagem das tubagens ser recomendada por Brix e Árias (2005) e Rousseau *et al.* (2008) uma vez por ano, constatou-se que estas devem ser efectuadas com maior frequência pois como o diâmetro das tubagens é bastantes reduzido o bloqueio das mesmas por biofilme é mais rápido.

2. Avaliação macroscópica dos sistemas

Macroscopicamente pode-se observar que as *Vetiveria zizanioides* apresentaram um aumento visível da sua biomassa, não morrendo nenhuma das plantas, contrariamente as *P. australis* tiveram um fraco crescimento da sua biomassa, chegando a morrer a maior parte destas durante o ensaio.

As plantas usam a luz solar como fonte de energia para o seu crescimento (McCutcheon e Schnoor, 2003) e segundo Scholz e Xu (2002), durante as estações quentes, as plantas como têm luz solar suficiente crescem rapidamente. Como o leito da *P. australis* se encontrava mais afastado, da janela da sala onde decorria a experiência, comparativamente com a *Vetiveria zizanioides*, poderia não receber luz solar suficiente para o seu crescimento e sobrevivência.

Outros dois motivos que podem explicar os resultados verificados com as *P. australis*, é de estas poderem ter sofrido toxicidade ou inibição por parte de algum elemento em excesso na água como por exemplo o sulfato que é um inibidor do crescimento das plantas (Armstrong *et al.*, 1996; Chambers *et al.*, 1998; Koch e Erskine, 2001 e Pedersen *et al.*, 2004), ou então, o facto dos produtos azotados serem rapidamente utilizados pelas bactérias existindo uma baixa quantidade disponível para as plantas. Podemos assim suspeitar de que a *P. australis* possa ser mais exigente em termos de azoto do que a *Vetiveria zizanioides*, ou que esta última é mais tolerante aos elementos na água que causem toxicidade ou inibição do crescimento.

3. Influência da(s) ZHA na qualidade da água recirculada ao tanque de aquacultura. Resultados preliminares

Os resultados em seguida descritos, foram corrigidos tendo em conta que as perdas de água por evaporação e evapotranspiração nos leitos A, B e C em que as mesmas foram em média de 0,6; 0,56 e 0,51 L/dia respectivamente.

3.1 Nitritos

Nas amostras recolhidas nos 3 sistemas ao longo da experiência não foram detectados NO_2^- , com excepção de um único dia no sistema A (Figura 13), onde os valores detectados estiveram acima de 0,1mg NO_2^-/L , valor máximo do intervalo considerado como óptimo para a produção de ciprinídeos (Poxton, 1991 *cit.* Lucas e Southgate, 2003).

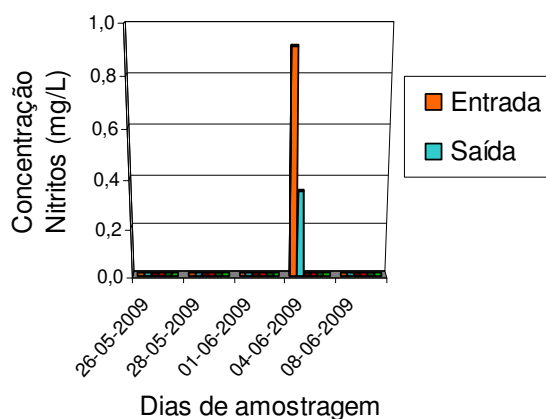


Figura 13 – Evolução da concentração de NO_2^- no sistema A.

A maior parte do NO_2^- é rapidamente oxidado para NO_3^- (Lekang e Kleppe, 2000), motivo pelo qual não foi detectado NO_2^- . A detecção de NO_2^- no sistema da *Vetiveria zizanioides* e num único dia de recolha pode indicar que a ZHAFV, antes da

recolha da amostra, tenha sofrido um entupimento ou tenha faltado a electricidade e consequentemente parado as bombas que faziam a recirculação da água, entrando o sistema em anaerobiose o que segundo Masser et al. (1999); Piedrahita (2003) e Tal et al. (2003) fez com que não existisse oxigénio suficiente para o NO_2^- ser oxidado a NO_3^- levando à sua acumulação no sistema. Apesar destes resultados a eficiência de remoção no espaço entre colheitas (10m) nesse dia foi de 56,2%, não sendo detectado nitritos nas colheitas seguintes, indicando que o sistema recuperou voltou rapidamente ao seu estado inicial.

3.2 Nitratos

Não foram detectados NO_3^- nos sistemas durante a experiência. Sabendo que os peixes excretam grandes quantidades de amónia (Iles, 2001) e que a mesma é transformada em nitratos (Piedrahita, 2003) que tende a acumular-se na água (Gutierrez-Wing e Malone, 2006, Robins et al., 2000, Lloyd, 2001), por isso a sua não detecção pode dever-se aos microrganismos que existem na parte anaeróbia do leito, já estarem completamente instalados, utilizando este nutriente durante a desnitrificação e provocando a sua emissão como gás azotado para a atmosfera (Brix e Schierup, 1990) removendo assim os nitratos presentes água. Apesar da não detecção de NO_3^- nas águas poder sugerir que as macrófitas pudessem ter participado na sua absorção (Gutierrez-Wing e Malone, 2006, Robins et al., 2000, Lloyd, 2001) o facto de no sistema B, que não possuía macrófitas, também não terem sido detectados confirma que a hipótese descrita anteriormente.

3.3 Fosfatos

Detectou-se PO_4^{3-} nos três sistemas como se pode observar pela tabela 4, contudo não existiram diferenças significativas ($P>0,05$) entre as concentrações médias de entrada e saída nem entre as eficiências de remoção entre sistemas.

Tabela 4 – Concentração de PO_4^{3-} à entrada e saída dos três sistemas e a eficiência dos leitos na sua remoção (média \pm erro padrão, n=5).

	Sistema A	Sistema B	Sistema C	P
Entrada (mg/l)	5,0 \pm 0,2	3,9 \pm 0,2	3,3 \pm 0,2	
Saída (mg/l)	4,1 \pm 0,8	3,8 \pm 0,1	3,2 \pm 0,2	
P	>0,05	>0,05	>0,05	
Efic.Rem. (%)	18,7 \pm 14,9	1,3 \pm 3,4	2,6 \pm 0,8	>0,05

Para Stickney (2000) os níveis de fósforo geralmente permanecem baixos devido à rápida absorção de fosfato pelas plantas e microrganismos, assim como à

ligação do fosfato aos solos contudo as concentrações detectadas nesta experiência foram sempre superiores a 1mg/l (Figura 14), valor este que é considerado o limite do intervalo óptimo para a produção de ciprinídeos (Jegatheesan *et al.*, 2007), o que demonstra que as plantas ainda não estavam estabelecidas no leito.

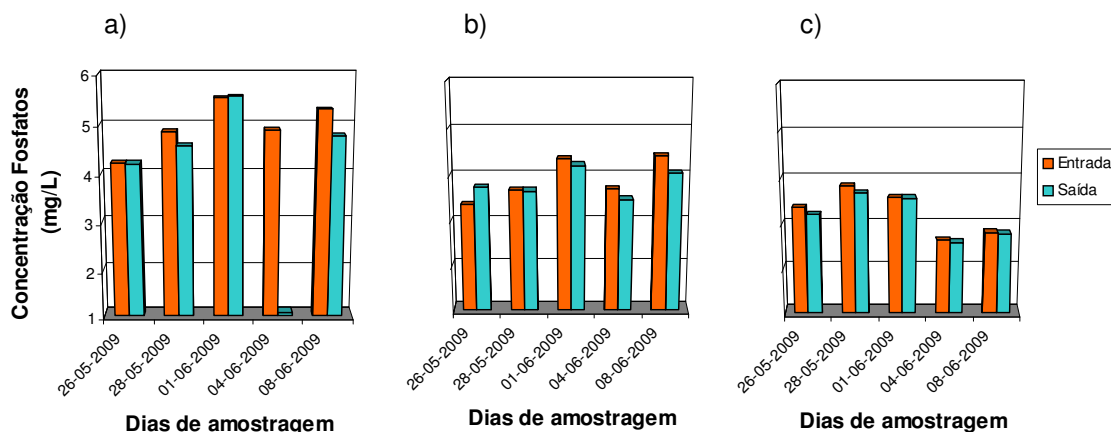


Figura 14 – Evolução da concentração de PO_4^{3-} no sistema A, B e C em a), b) e c) respectivamente.

Apesar de altas concentrações de fosfato conduzirem a fenómenos de eutrofização (Diana *et al.*, 1997; Arrignon, 1999), em nenhum dos sistemas foi visível macroscopicamente um crescimento exagerado de algas, o que se pode dever a que apesar dos valores obtidos serem superiores aos aconselhados para a produção de ciprinídeos não foram no entanto suficientemente elevados para levar á eutrofização das águas.

Gu *et al.* (2007), estudou uma ZHAFV a escala industrial inserida numa aquacultura com recirculação de águas e registou uma concentração de PO_4^{3-} à entrada do leito de 0,05 mg/L. Estes valores, apesar de serem superiores aos referidos na tabela 4, encontram-se dentro do intervalo de 0,04 - 17,7 mg/L obtidos por Lin *et al.* (2002); Lin *et al.* (2003) e Sindilariu *et al.* (2008).

3.4 Cloretos

Não foram detectados cloretos em nenhum dos sistemas, apesar de ter sido usada água da rede pública, cujas análises indicavam a existência de cloretos entre 17,3 - 68mg/L (Anexo III), no enchimento dos tanques. O cloro é extremamente reactivo com muitos compostos presentes na água, formando novos compostos (Liu e Lipták, 2000), motivo esse que faria com que não fossem detectados cloretos nas amostras.

3.5 Fluoretos

Nos valores obtidos das análises às amostras recolhidas verifica-se que não existiram diferenças significativas ($P>0,05$) entre a concentração de fluoretos à entrada e saída dos leitos nem na eficiência de remoção deste parâmetro entre sistemas (Tabela 5). No entanto os seus valores foram inferiores à concentração existente na água da rede pública (70-174mg/L) que serviu de enchimento dos tanques indicando portanto que houve uma redução na sua concentração.

Tabela 5 – Concentração de F^- à entrada e saída dos três sistemas e eficiência dos leitos na sua remoção (média \pm erro padrão, $n=5$).

	Sistema A	Sistema B	Sistema C	P
Entrada (mg/l)	8,3 \pm 0,2	7,0 \pm 0,2	7,7 \pm 0,3	
Saída (mg/l)	8,2 \pm 0,2	7,0 \pm 0,2	7,7 \pm 0,2	
P	>0,05	>0,05	>0,05	
Efic.Rem. (%)	0,4 \pm 0,6	0,9 \pm 0,5	0,6 \pm 0,3	>0,05

Os valores de F^- , ultrapassaram em todas as amostras o valor de 0,5 mg/l (Figura 15) que é o limite superior do valor recomendado para a produção de ciprinídeos (Camargo, 2003).

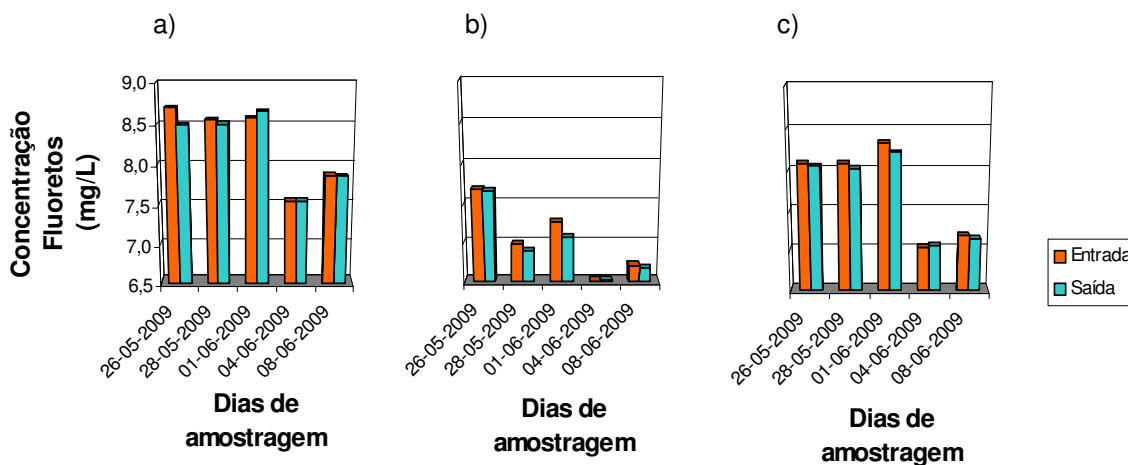


Figura 15 – Evolução da concentração de F^- no sistema A, B e C em a), b) e c) respectivamente.

3.6 Sulfatos

A análise das concentrações de SO_4^{2-} ao longo das várias colheitas não mostrou existirem diferenças significativas ($P>0,05$) entre as entradas e saídas de cada sistema nem entre as eficiências de remoção entre sistemas (Tabela 6). As plantas não utilizam os sulfatos (Armstrong *et al.*, 1996; Chambers *et al.*, 1998; Koch e Erskine, 2001 e Pedersen *et al.*, 2004), sendo esperado a sua acumulação no sistema.

Este aumento é visível quando comparamos os resultados registados com a água da rede pública que serviu de enchimento para os tanques, que continha uma concentração entre 21,4 a 100,7 mg SO₄²⁻/L (Anexo III).

Tabela 6 – Concentração de SO₄²⁻ à entrada e saída dos três sistemas e eficiência das ZHAFV na sua remoção (média ± erro padrão, n=5).

	Sistema A	Sistema B	Sistema C	P
Entrada (mg/l)	133,2±11,5	115,6±5,5	132,3± 6,5	
Saída (mg/l)	129,7±8,3	119,6±3,2	123,0±2,3	
P	>0,05	>0,05	>0,05	
Efic.Rem. (%)	1,8±2,4	-4±3,4	6,3±4,1	>0,05

Os valores de SO₄²⁻, ultrapassaram em todas as amostras o valor de 50 mg/l (Figura 16) que é o limite superior do valor recomendado para a produção de ciprinídeos (Arrignon, 1999).

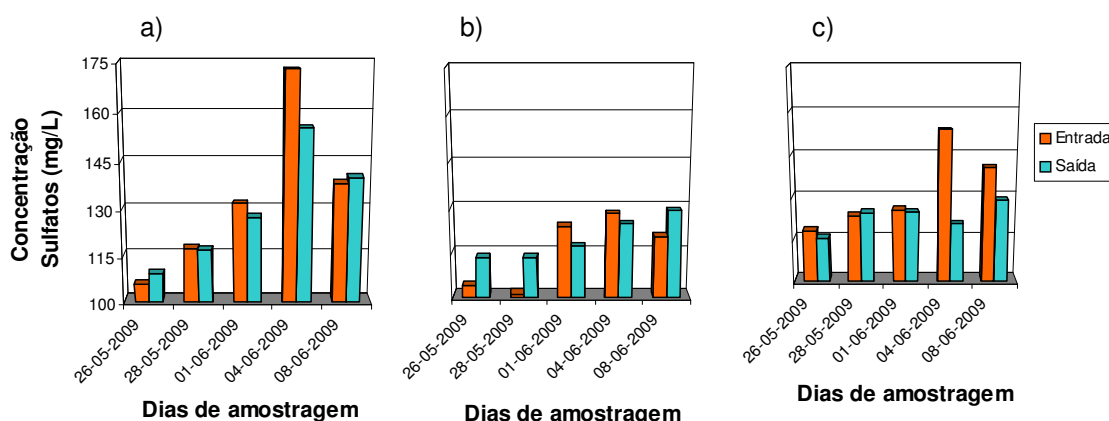


Figura 16 – Evolução da concentração de SO₄²⁻ no sistema A, B e C em a), b) e c) respectivamente.

3.7 pH

Não existiram diferenças significativas entre as médias de pH da água à entrada e saída do leito, nem entre sistemas (Tabela 7), o que é considerado positivo pois as variações bruscas podem ser prejudiciais aos peixes (Masser *et al.*, 1999).

Tabela 7 – Valor do pH à entrada e saída dos três sistemas e variação média observada após passagem pela ZHA (média ± erro padrão, n=9).

	Sistema A	Sistema B	Sistema C	P
Entrada	7,2±0,04	7,1±0,05	6,7±0,04	
Saída	7,4±0,05	7,3±0,06	6,9±0,05	
P	>0,05	>0,05	>0,05	

Varição (%) $-2,3 \pm 0,4$ $-2,1 \pm 0,4$ $-2,2 \pm 0,2$ $>0,05$

Os valores de pH registados (Figura 17) encontravam-se em todas as amostras dentro do intervalo, 6,0-9,0, considerado como óptimo para a produção de ciprinídeos (Arrignon, 1999; Poxton, 1991 *cit.* Lucas e Southgate, 2003).

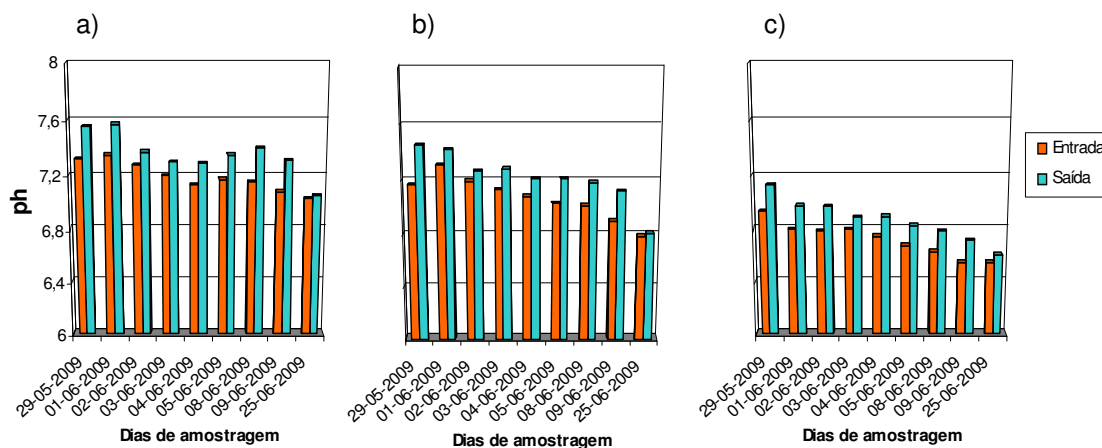


Figura 17 –Evolução do pH ao longo da experiência no sistema A, B e C em a), b) e c) respectivamente.

3.8 Condutividade

Não existiram diferenças significativas ($P > 0,05$) nos valores de condutividade à entrada e à saída dos leitos nem na comparação da sua variação entre os leitos (Tabela 8). Contudo verificou-se um aumento no valor da condutividade por comparação com o intervalo de 20-500 $\mu\text{S/cm}$, que foi determinado na água da rede pública (Anexo III). O aumento total de sais dissolvidos (salinidade) aumenta o valor de condutividade, assim os sulfatos, que são sais, contribuíram para o elevado valor obtido na condutividade (Boyd, 1982, Buttner *et al.*, 1993, Nielsen e Brock, 2006), havendo uma acumulação no sistema, tal como referimos no caso dos sulfatos, pois as plantas não removem os sais existentes na água (Armstrong *et al.*, 1996; Chambers *et al.*, 1998; Koch e Erskine, 2001 e Pedersen *et al.*, 2004).

Tabela 8 – Valor da condutividade à entrada e saída dos três sistemas e variação média observada após passagem pela ZHA (média \pm erro padrão, $n=8$).

	Sistema A	Sistema B	Sistema C	P
Entrada ($\mu\text{S/cm}$)	1225,2 \pm 24,9	1162,6 \pm 34,0	1233,5 \pm 47,2	
Saída ($\mu\text{S/cm}$)	1221,6 \pm 23,0	1154,5 \pm 32,6	1223,5 \pm 12,4	
P	$>0,05$	$>0,05$	$>0,05$	
Varição (%)	0,3 \pm 0,5	0,7 \pm 0,3	0,7 \pm 0,6	$>0,05$

Os valores de condutividade ultrapassaram em todas as análises efectuadas o valor de 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 18) que é considerado como limite máximo óptimo para a produção de ciprinídeos (Arrignom, 1999).

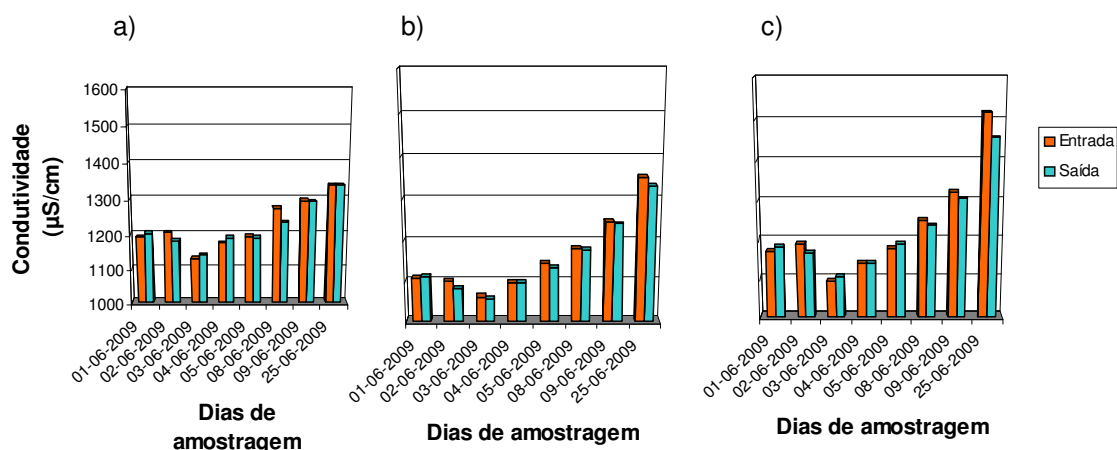


Figura 18 – Evolução da condutividade ao longo da experiência no sistema A, B e C em a), b) e c) respectivamente.

3.9 Temperatura

A variação da temperatura da água após passar pelo leito não foi significativa ($P > 0,05$) nem quando comparada esta variação entre os leitos (Tabela 9). Esta ausência significativa de variação de temperatura acaba por ser positiva pois, segundo Parker (2002), uma variação de 1 a 2°C em 24h pode provocar stress ou o choque térmico nos peixes.

Tabela 9 – Valor da temperatura à entrada e saída dos três sistemas e variação média observada após passagem pela ZHA (média \pm erro padrão, $n=6$).

	Sistema A	Sistema B	Sistema C	P
Entrada ($^{\circ}\text{C}$)	20,2 \pm 0,7	20,0 \pm 0,7	20,2 \pm 0,6	
Saída ($^{\circ}\text{C}$)	19,0 \pm 0,6	20,2 \pm 0,6	18,8 \pm 0,5	
P	>0,05	>0,05	>0,05	
Variação (%)	5,7 \pm 0,6	-1,0 \pm 1,0	6,6 \pm 0,9	>0,05

Durante a experiência a temperatura registada encontrou-se sempre dentro do intervalo considerado como óptimo (12,8-30°C) para a produção de ciprinídeos (Bell, 1991, Piper *et al.*, 1982 *cit.* Conte, 1992; Poxton, 1991 *cit.* Lucas e Southgate, 2003; Arrignom, 1999;).

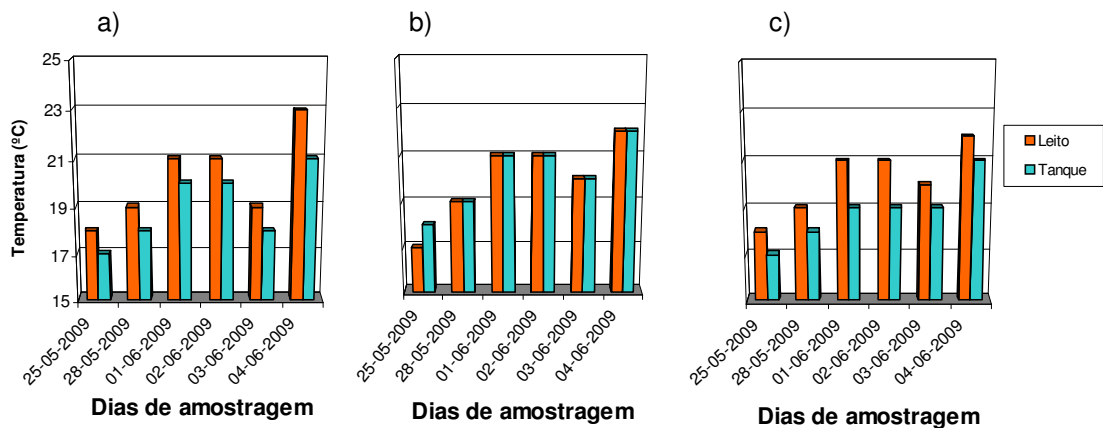


Figura 19 – Evolução da temperatura ao longo da experiência no sistema A, B e C em a), b) e c) respectivamente.

4. Balanço global de nutrientes no sistema

Na água os fosfatos encontram-se maioritariamente na forma solúvel (Southgate, 2003), assim como os nitritos e nitratos (Piedrahita, 2003). Aplicando isto ao que foi falado no capítulo 1.3, podemos considerar que da dieta fornecida a cada tanque 1,83 g MS não são retidas pelos peixes e permanecem no tanque na forma dissolvida tal como se pode observar pela Figura 20.

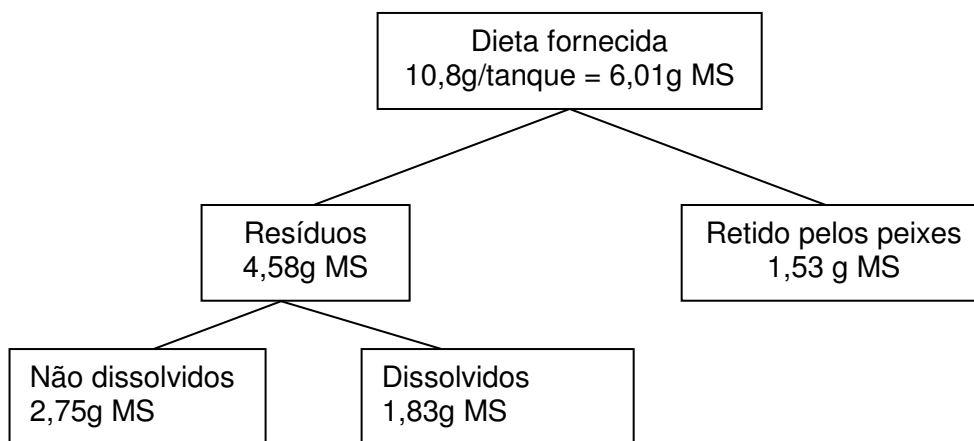


Figura 20 – Diagrama do destino da dieta fornecida e sua quantidade (g de MS), no tanque dos peixes.

A partir da composição química da dieta (tabela 3) é possível deduzir que a mesma contém 5,76% de N e 1,2% de P na MS, contribuindo para que se vão acumular diariamente em cada tanque na forma de resíduos dissolvidos 360mg NO_2^- , 490mg NO_3^- e 60mg PO_4^{3-} .

Assim segundo Wik *et al.* (2009), pela fórmula simplificada do balanço de massas (equação 6), podemos então prever o que existiria em cada sistema caso não existisse consumo ou remoção desses nutrientes pelo leito.

$$\text{Entrada} = \text{Saída} + \text{Consumo} + \text{Remoção (equação 6)}.$$

Considerou-se no cálculo dos balanços de nutrientes a concentração inicial do nutriente do efluente como sendo o resultado da análise da concentração obtida desse nutriente, à entrada do leito no primeiro dia de análises ($t=0$). E como concentração final o resultado da análise da concentração obtida à entrada do leito após 10 dias de alimentação dos peixes ($t=9$).

4.1 Nitritos e Nitratos

Tanto na tabela 10 como na tabela 11 é possível observar que em todos os leitos existiu um consumo ou remoção completa do NO_2^- e NO_3^- , sendo portanto eficazes no tratamento destes efluentes.

Segundo Stottmeister *et al.* (2003) e Jegatheesan *et al.* (2007) as plantas durante o seu crescimento incorporam os nutrientes gerados pela aquacultura. Logo, tendo em conta que as plantas não se encontravam completamente estabelecidas, podemos pensar que estes leitos apresentariam um maior potencial de tratamento para efluentes de aquacultura com concentrações superiores às aqui mencionadas.

Tabela 10 – Balanço global do NO_2^- nos três tanques para uma potencial acumulação diária de 360mg NO_2^- .

	Tanque A	Tanque B	Tanque C
$[\text{NO}_2^- \text{ real}]_{t=0}$ (mg)	0	0	0
$[\text{NO}_2^- \text{ esperada}]_{t=9}$ (mg)*	3600	3600	3600
$[\text{NO}_2^- \text{ real}]_{t=9}$ (mg)*	0	0	0
Consumo + Remoção (%)	100	100	100

* Base de cálculo: 10 dias

Tabela 11 – Balanço global do NO_3^- nos três tanques para uma potencial acumulação diária de 490mg NO_3^- .

	Tanque A	Tanque B	Tanque C
$[\text{NO}_3^- \text{ real}]_{t=0}$ (mg)	0	0	0
$[\text{NO}_3^- \text{ esperada}]_{t=9}$ (mg)*	4900	4900	4900
$[\text{NO}_3^- \text{ real}]_{t=9}$ (mg)*	0	0	0
Consumo + Remoção (%)	100	100	100

* Base de cálculo: 10 dias

4.2 Fosfatos

Observando os valores reais da tabela 12 constata-se que estes foram inferiores ao que seria esperado obter caso não houvesse nenhum tipo de tratamento, conseqüentemente os leitos tiveram impacto no consumo e remoção de fosfatos.

Tal como referido no balanço dos nitritos e nitratos, também aqui caso as plantas estivessem completamente estabelecidas poderíamos pensar que estes leitos apresentariam um maior potencial de tratamento para efluentes de aquacultura.

Tabela 12 – Balanço global do PO_4^{3-} nos três tanques para uma potencial acumulação diária de 60mg PO_4^{3-} .

	Tanque A	Tanque B	Tanque C
$[\text{PO}_4^{3-} \text{ real}]_{t=0}$ (mg)	424	338	337
$[\text{PO}_4^{3-} \text{ esperada}]_{t=9}$ (mg)*	1024	938	937
$[\text{PO}_4^{3-} \text{ real}]_{t=9}$ (mg)*	532	442	283
Consumo + Remoção (%)	48,0	52,9	69,8

* Base de cálculo: 10 dias

5. Análise da variação de peso corporal dos peixes

A variação média do peso corporal dos peixes não foi significativa nem quando comparada entre os sistemas (tabela 13), embora aquando das pesagens se tenha verificado uma variedade de pesos entre os peixes do mesmo sistema. Variedade esta, que pode dever-se aos ciprinídeos serem resultantes progenitores diferentes, tendo assim ritmos de crescimento diferentes.

Tabela 13 – Variação média do peso corporal dos peixes, no período de 25-05-2009 a 14-07-2009 (média \pm erro padrão, n=10).

	Tanque A	Tanque B	Tanque C	P
Peso médio inicial (g/peixe)	12,60 \pm 7,9	10,12 \pm 3,9	15,49 \pm 7,0	> 0,05
Peso médio final (g/peixe)	17,02 \pm 9,5	11,58 \pm 4,4	16,74 \pm 6,8	>0,05
Variação média do peso corporal (%)	26	13	7	>0,05
P	>0,05	>0,05	>0,05	

O peso final dos peixes nos três sistemas foi inferior ao esperado para os ciprinídeos, 30 a 100g segundo a FAO (2009b), embora não tenha sido medido quantitativamente numa base regular, apesar disto os peixes apresentarem um comportamento de alimentação normal com os alimentos a desaparecerem dentro de 2-3 minutos, na maioria dos dias do ensaio.

Os valores de condutividade, F^- e SO_4^{2-} , estavam em concentrações superiores às recomendadas para a produção de ciprinídeos devendo isso ter contribuído para os peixes não terem apresentado um crescimento superior, especialmente devido ao fluoreto que afecta os processos metabólicos dos peixes como a glicólise e a síntese de proteínas (Camargo, 2003).

A densidade de peixes utilizada nesta experiência foi ligeiramente superior às 181 peixes/m² referidas por Brown (1977) *cit.* McGeachin (1986) para uso em sistemas altamente intensivos. Este facto pode ter contribuído para que os peixes tivessem mais sensíveis às alterações dos parâmetros em análise, reduzindo a sua velocidade de crescimento, mesmo esta espécie sendo considerada por Kestemont (1995), como tendo uma elevada sobrevivência, eficiência de crescimento e variações na qualidade da água.

V. Conclusões

No estudo efectuado não foi detectado NO_3^- nem Cl^- em nenhum dos sistemas. Só sendo detectado NO_2^- no sistema com a *Vetiveria zizanioides* e num dia de colheita tendo sido atribuído o seu aparecimento a entupimento das tubagens ou a falha de electricidade que pode ter provocado a sua acumulação no sistema. O PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , F^- temperatura, condutividade e pH, não se apuraram diferenças significativas entre os seus valores, à entrada e saída dos leitos, nem entre as eficiências de remoção entre os leitos.

Os resultados referentes ao SO_4^{2-} , F^- e condutividade vão de encontro ao que era esperado visto que os leitos não utilizam sais indo estes acumular-se na água, já a concentração de PO_4^{3-} encontrava-se acima do que era recomendado para a produção de ciprinídeos, demonstrando que as plantas ainda não estavam estabelecidas nos leitos, caso contrário os seus valores seriam inferiores. A ausência significativa ($P > 0,05$) de variação na temperatura e pH foi considerada positiva pois variações bruscas destes parâmetros são prejudiciais aos peixes.

Através da análise dos balanços do NO_3^- , NO_2^- e PO_4^{3-} demonstrou-se que as ZHAFV, participaram na remoção destes nutrientes das águas do tanque, pois estas não apresentaram a concentração que seria de esperar caso não houvesse nenhum sistema de tratamento

Todos os parâmetros analisados se encontravam dentro do intervalo recomendado para a produção intensiva de ciprinídeos em SRA, com excepção do SO_4^{2-} , PO_4^{3-} e F^- . Nestes últimos, a sua acumulação pode ter sido responsável pelo crescimento dos peixes não ter sido o esperado, reflectindo assim a necessidade de existir uma purga de água do sistema com vista à sua remoção.

Nesta experiência as ZHAFV apresentaram o desempenho esperado no tratamento das águas dos tanques, apesar de não se ter verificado as capacidades das plantas, enquanto fitorremediadoras, no tratamento destas devido às ZHAFV se encontrarem ainda em fase de estabelecimento.

A construção de uma ZHA de fluxo vertical a uma escala piloto é portanto concretizável apesar das dificuldades iniciais na sua construção, instalação e aos problemas de entupimento, apresentando custos inferiores quando comparada com uma ZHA a escala real e portanto mais interessante no que diz respeito ao seu uso na investigação. Apontando-se a *Vetiveria zizanioides* como macrófita preferencial a usar relativamente à *Phragmites australis* para o tratamento de águas de aquacultura aparenta possuir maior tolerância aos sais e ter uma maior facilidade e rapidez de estabelecimento.

Os ciprinídeos são peixes que se adequam a este tipo de estudos pois resistiram a alterações na qualidade da água.

Procedimentos futuros devem incidir na optimização dos sistemas, mais concretamente nos TRH e no tipo de alimentação dos leitões, na avaliação dos balanços dos nutrientes em sistemas com estado não estacionário e no comportamento da ZH ao longo do dia.

Bibliografia

ALKORTA, I. e Garbisu, C., 2001. Review paper Phytoremediation of organic contaminants in soils. *Bioresource Technology*, 79: 273-276.

ALTINOK, I. e Grizzle, J. M., 2004. Excretion of ammonia and urea by phylogenetically diverse fish species in low salinities. *Aquaculture*, 238: 499–507.

AOAC (Association Of Official Analytical Chemists), 2000. Official Method Of Analysis Of The Association Of Analytical Chemists. 17^a Ed., Association of Official Analytical Chemists, Washington, DC.

AVNIMELECH, Y., 1999. Carbon/nitrogen ratio as a control element in aquaculture systems. *Aquaculture*, 176: 227–235.

AVNIMELECH, Y., 2007. Feeding with microbial flocs by tilapia in minimal discharge bio-flocs technology ponds. *Aquaculture*, 264 (1–4): 140–147.

AVNIMELECH, Y., Ritvo, G., 2003. Shrimp and fish pond soils: processes and management. *Aquaculture*, 220: 549–567.

ARMSTRONG, J., Afreen-Zobayed, F. e Armstrong, W., 1996. Phragmites die-back: sulphide- and acetic acid-induced bud and root death, lignifications, and blockages within aeration and vascular systems. *New Phytol.* , 134: 601-614.

ARRIGNOM, J., 1999. Management of freshwater fisheries. Science Publishers. Enfield, US, pp. 36-45.

BAGARINAO, T. e Vetter, R.D., 1992. Sulfide-hemoglobin interactions in the sulphide-tolerant salt marsh resident, the California killifish *Fundulus parvipinnis*. *Journal of comparative physiology B*, 162: 614-624.

BAIRD, D. J., Beveridge, M. C. M., Kelly, L. A. e Muir, J. F. (ed.), 1996. *Aquaculture and Water Resource Management*. London, Blackwell Science Ltd, 219 pp.

BARNABÉ, G., 1994. *Aquaculture, biology and ecology of cultured species*. Ellis Horwood. New York, US, pp. 23-24.

BELL, M.C. 1991. Fisheries handbook of engineering requirements and biological criteria. Fish Passage Development and Evaluation Program. Corps of Engineering, North Pacific Division, Portland, Oregon.

BIGAMBO, T. e Mayo, A.W., 2005. Nitrogen transformation in horizontal subsurface flow constructed wetlands II: Effect of biofilm. *Physics and Chemistry of the Earth*, 30: 668–672.

BLANCHETON, J.P., 2000. Developments in recirculation systems for Mediterranean fish species. *Aquacultural Engineering*, 22: 17–31.

BOYD, C. E. 1982. Water quality management for pond fish culture. *Developments in Aquaculture and Fisheries Science*, vol.9. Elsevier Publishers, Amsterdam, pp. 16-17.

BOWDEN, W.B., 1987. A review The biogeochemistry of nitrogen in freshwater wetlands. *Biogeochemistry*, 4: 313-348.

BRANSON, E., 2000. Aspectos medioambientales de la acuicultura. In: Brown, L. (ed.), *Acuicultura para veterinários: Producción y clínica de peces*. Acribia S.A., Zaragoza, pp. 59-70.

BRIX, H., 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, 35: 11-17 (abstract).

BRIX, H., 1994. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 29 (4): 71-78.

BRIX, H. e Árias, C. A., 2005. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering*, 25: 491–500.

BRIX, H. e Schierup, H.-H., 1990. Soil oxygenation in constructed reed beds: The role of macrophyte and soil atmosphere interface oxygen transport. In: Cooper, P.F., Findlater, B.C., (ed.), *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Pergamon Press, London, pp. 53-66.

BUREAU, D.P. e Cho, C.Y., 1999. Phosphorus utilization by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): estimation of dissolved phosphorus waste output. *Aquaculture*, 179: 127–140.

BUTTNER, J.K., Soderberg, R.W. e Terlizzi, D.E., 1993. An Introduction to Water Chemistry in Freshwater Aquaculture. Northeastern Regional Aquaculture Center Fact Sheet n°. 170. University of Massachusetts. North Dartmouth, MA. 4 pp.

CAMARGO, J.A., 2003. Fluoride toxicity to aquatic organisms: a review. *Chemosphere*, 50: 251–264.

CAMARGO, J.A., 1996. Comparing levels of pollutants in regulated rivers with safe concentrations of pollutants for fishes: a case study. *Chemosphere*, 33 (1): 81-90.

CEPA (Canadian Environmental Protection Act), 1994. Priority Substances List Supporting Document for Inorganic Fluorides. Prepared by Eco-Health Branch & Environment Canada, Ottawa (Ontario).

CHAMBERS, R.M., Mozdzer, T.J. e Ambrose, J.C., 1998. Effects of salinity and sulfide on the distribution of *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora* in a tidal saltmarsh. *Aquatic Botany*, 62: 161-169.

CHAPMAN, D.V., 1996. Water Quality Assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. E&FN Spon, London, 2nd edition, pp 92-95.

CHIU, K.K., Y, Z.H. e Wong, M.H., 2005. Enhanced uptake of As, Zn, and Cu by *Vetiveria zizanioides* and *Zea mays* using chelating agents. *Chemosphere* 60: 1365–1375.

CHUNRONG, Z., Cong, T. e Huairnan, C., 1997. Preliminary study on purification of eutrophic water with vetiver. Proc. International Vetiver Workshop, Fuzhou, China October 1997.

CLEVERING, O.A., Brix, H. e Lukavská, J., 2001. Geographic variation in growth responses in *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, 69: 89–108.

CLEVERING, O.A. e Lissner, J., 1999. Taxonomy, chromosome numbers, clonal diversity and population dynamics of *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, 64: 185–208.

COLT, J., 2006. Water quality requirements for reuse systems. *Aquacultural Engineering*, 34 (3): 143–156.

CONTE, F.S., 2004. Stress and the welfare of cultured fish. *Applied Animal Behaviour Science*, 86 (3–4): 205–223.

CONTE, F.S., 1992. Evaluation of a freshwater site for aquaculture potential. Publication WRAC nº 92-101. Western Regional Aquaculture Center, USA, pp. 35-36.

COOPER, P. e Green, B., 1995. Reed bed treatment systems for sewage treatment in the United Kingdom—the first 10 years experience. *Water Sci. Technol.* 3: 317–327.

CRIPPS, S.J. e Bergheim, A., 2000. Review Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. *Aquacultural Engineering*, 22: 33 – 56.

CULL, R.H., Hunter, H., Hunter, M. e Truong, P.N., 2000. Application of Vetiver Grass Technology in off-site pollution control. II. Tolerance of vetiver grass towards high levels of herbicides under wetland conditions. Proc. Second Intern. Vetiver Conf. Thailand, January 2000.

CUNNINGHAM, S.D., Berti, W.R. e Huang, J.W., 1995. Phytoremediation of contaminated soils. *Tibtech*, 13: 393–397.

CUNNINGHAM, S.D. e Berti, W.R., 1993. Remediation of contaminated soils with green plants: an overview. *In Vitro Cell Dev. Biol.*, 29: 207–212.

DAVIES, L.C., Carias, C.C., Novais, J.M. e Martins-Dias, S., 2005. Phytoremediation of textile effluents containing azo dye by using *Phragmites australis* in a vertical flow intermittent feeding constructed zona húmida. *Ecological Engineering*, 25: 594–605.

DATTA, D.K., Gupta, L.P., Subramanian, V., 2000. Dissolved fluoride in the lower Ganges-Brahmaputra-Meghna River system in the Bengal Basin, Bangladesh. *Environmental Geology* 39(10): 1163-1168.

DELOS REYES, A.A., Jr e Lawson, T.B., 1996. Combination of a Bead Filter and Rotating Biological Contactor in a Recirculating Fish Culture System. *Aquacultural Engineering*, 15 (1): 27-39.

DGPA (Direcção Geral de Pescas e Aquacultura), 2007. Programa Operacional de Pescas 2007- 2013. pp 10-11

DIANA, S.J., Szyper, P.J., Batterson, T.R., Boyd, C.E. e Piedrahita, R.H., 1997. Water quality in ponds. In: H.S. Egnas and C.E. Boyd (Editors), *Dynamics of Pond Aquaculture*. CRC Press LLC, Boca Raton, pp. 135-162.

DINIZ, M., 1998. A aquacultura. In; Henriques, M. A. R. (ed.) *Manual de Aquacultura, ostra, amêijoas, camarão, truta, salmão, tilápia, enguia, dourada, robalo, pregado*. Marca Artes Gráficas, Porto, pp. 14 -15.

D'ORBCASTEL, E.R., Blancheton, J.P. e Belaud, A, 2009. Water quality and rainbow trout performance in a Danish Model Farm recirculating system: Comparison with a flow through system. *Aquacultural Engineering*, 40: 135–143.

ENVIRONMENT CANADA, 2003. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: nitrate ion. *Ecosystems health: science based solutions report N° 1–6*. National Guidelines and Standards Office. Water Policy and Coordination Directorate, Environment Canada, Gatineau, Que., 115 pp

FAO (Food and Agriculture Organization), 2009 (a). *The state of world aquaculture, 2008*. FAO, Roma, 196 pp.

FAO (Food and Agriculture Organization), 2009 (b). *Cultured Aquatic Species Information Programme*. Disponível em: http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Cyprinus_carpio/en. Acesso em: 20/10/2009.

FAO (Food and Agriculture Organization), 2008. Portugal Fishery sector overview (from NFSO). Disponível em: http://www.fao.org/fishery/countrysector/FI-CP_PT. Acesso em: 20/10/2008.

FAO (Food and Agriculture Organization), 2007. The State of World Fisheries and Aquaculture – 2006. FAO, Rome, pp. 5-16.

FAO (Food and Agriculture Organization), 2003. Aquaculture: not just an export industry. Disponível em: <http://www.fao.org/english/newsroom/focus/2003/aquaculture.htm>. Acesso em: 20/10/2008.

FLOYD, R. F., C. Watson, D. Petty e D. B. Poudel. Ammonia in Aquatic Systems. University of Florida IFAS Extension. Disponível em: <http://www.thefishsite.com/articles/741/ammonia-in-aquatic-systems>. Acesso em: 20/10/2009.

FUGE, R. e Andrews, M. J., 1988. Fluorine in the UK environment. Environmental Geochemistry and Health, 10(3-4): 96-104.

GARBISU, C. e Alkorta, I., 2001. Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. Bioresour, Technol. 77: 229–236.

GHAFFARI, S., Hasan, M. e Aroua, M. A., 2008. Bio-electrochemical removal of nitrate from water and wastewater—A review. Bioresource Technology, 99: 3965-3974.

GOLZ, W.J., 2005. Biological treatment in recirculating aquaculture systems. Disponível em: http://mysite.verizon.net/res6m3ph/sitebuildercontent/sitebuilderfiles/wjg_tchr.pdf. Acesso em: 27/07/ 2009.

GREINER, A.D. e Timmons, M.B., 1998. Evaluation of the nitrification rates of microbead and trickling filters in an intensive recirculating tilapia production facility. Aquacultural Engineering, 18: 189–200.

GU, L., Zhenbin, W., Shuiping, C., Wei, L., Feng, H., Guiping, F. e Fei, Z., 2007. Application of Constructed Wetlands on Wastewater Treatment for Aquaculture Ponds. *Wuhan University Journal of Natural Sciences*, 12 (6): 1131-1135.

GUTIERREZ-WING, M.T. e Malone, R.F., 2006. Biological filters in aquaculture: trends and research directions for freshwater and marine applications, *Aquacultural Engineering*, 34 (3): 163–171.

HALL, P. O. J., Holby, O., Kollberg, S. e Samuelsson, M.-O., 1999. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. IV. Nitrogen. *Marine Ecology Progress Series*, 89: 81-91.

HERNÁNDEZ, J.M., León-Santana, M. e León, C.J., 2007. The role of the water temperature in the optimal management of marine aquaculture. *European Journal of Operational Research*, 181: 872–886.

HILL, D.T. e Payton J.D., 2000. Effect of plant fill ratio on water temperature in constructed Wetlands. *Bioresource Technology*, 71: 283-289.

HO, Y. B., 1979. Shoot development and production studies of *Phragmites australis* (cav.) Trin. Ex steudal in Scottish lochs. *Hydrobiologia*, 64 (3), 215-222.

HOLLE, D., Bucke, D., Burgess, P. e Wellby, I., 2001. Diseases of Carp and other cyprinid fishes. Blackwell Science, London, pp. 149.

HULATA, G., 1995. A review of genetic improvement of the common carp (*Cyprinus carpio* L.) and other cyprinids by crossbreeding, hybridization and selection. *Aquaculture*, 129: 143-155.

ICEA (Instituto Campineiro de Ensino Agrícola), 1971. Principais culturas . São Paulo, Brasil, (2): 381-382.

ILES, F. P., 2001. Pond fish keeping. In: Wildgoose, W. H. (ed.), *BSAVA manual of ornamental fish*. Second edition, British Small Animal Veterinary Association (BSAVA), London, pp. 25-36.

INE (Instituto Nacional de Estatística), 2008. Estatísticas da Pesca - 2007. Instituto Nacional de Estatística, I.P. Lisboa, pp 33-37.

JANG, J.D., Barford, J.P., Lindawati e Renneberg, R., 2004. Application of biochemical oxygen demand (BOD) biosensor for optimization of biological carbon and nitrogen removal from synthetic wastewater in a sequencing batch reactor system. *Biosensors and Bioelectronics*, 19: 805–812.

JEGATHEESAN, V., Zeng, C., Shu, L., Manicom, C. e Steicke, C., 2007. Technological advances in aquaculture farms for minimal effluent discharge to oceans. *Journal of Cleaner Production*, 15: 1535–1544.

JR, R. C. V. e Noblet, J. A., 2002. Membrane filtration for removal of fine solids from aquaculture process water. *Aquacultural Engineering* 26: 151–169.

KARUNARATNE, S., Asaeda, T. e Yutani, K., 2003. Growth performance of *Phragmites australis* in Japan: influence of geographic gradient. *Environmental and Experimental Botany*, 50: 51- 66.

KAYSER, K. e Kunst, S., 2005. Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. *Water Science & Technology*, 51, 9, 177–184

KESTEMONT, P., 1995. Different systems of carp production and their impacts on the environment. *Aquaculture*, 129: 347-372.

KOCH, M.S. e Erskine, J.M., 2001. Sulfide as a phytotoxin to the tropical seagrass *Thalassia testudinum*: interactions with light, salinity and temperature. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 266: 81–95.

KUTTY, M.N., 1987. Site Selection For Aquaculture : Chemical features of water. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/field/003/AC175E/AC175E12.htm>. Acesso em 20/08/2009.

LANDAU, M., 1992. Water quality. In: Landau , M. (ed.). *Introduction to Aquaculture*, John Wiley & Sons, Inc, United States of América, pp. 21-38.

LANTZKE, I.R., Heritage, A.D., Pistillo, G. e Mitchell, D.S., 1998. Phosphorus removal rates in bucket size planted wetlands with a vertical hydraulic flow. *Water Res.*, 32 (4): 1280-1286.

LEKANG, O.-I. e Kleppe, H., 2000. Efficiency of nitrification in trickling filters using different filter media. *Aquacultural Engineering*, 21: 181–199.

LEM, A. e Karanuasagar, I., 2007. Trade and Safety in aquaculture products. *FAO Aquaculture Newsletter (FAN)*, 38: 13-16.

LENS, P.N.L., Visser, A., Janssen, A.J.H., Hulshoff Pol, L.W. e Lettinga, G., 1998. Biotechnological Treatment of Sulfate-Rich Wastewaters. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 28 (1): 41–88.

LESSMANN, J.M., Brix, H., Bauer, V., Clevering, O.A. e Comín, F., 2001. Effect of climatic gradients on the photosynthetic responses of four *Phragmites australis* populations. *Aquatic Botany*, 69: 109–126.

LIN, C.K. e Yi, Y., 2003. Minimizing environmental impacts of freshwater aquaculture and reuse of pond effluents and mud. *Aquaculture*, 226: 57–68.

LIN, Y.-F., Jing, S.-R. e Lee, D.-Y., 2003. The potential use of constructed wetlands in a recirculating aquaculture system for shrimp culture. *Environmental Pollution*, 123: 107–113.

LIN, Y.-F., Jing, S.-R., Lee, D.-Y. e Wang, T.-W., 2002. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture*, 209: 169–184.

LIU, D.H.F. e Lipták, B. G., 2000. *Wastewater Treatment*. CRC Press, Boca Raton, FL, US, pp. 221-22.

LLOYD, J., 2001. The aquatic environment. In: Wildgoose, W. H. (ed.), *BSAVA manual of ornamental fish*. Second edition, British Small Animal Veterinary Association (BSAVA), London, pp. 1-8.

LOSORDO, T. M. e Hobbs, A. O., 2000. Using computer spreadsheets for water flow

and biofilter sizing in recirculating aquaculture production systems. *Aquacultural Engineering*, 23: 95–102.

LOSORDO, T. M., Masser, M. P. e Rakocy, E. J., 1999. Recirculating Aquaculture Tank Production Systems A Review of Component Options. Southern Regional Aquaculture Center, publicação nº 453.

LUCAS, J. S. e Southgate, P. C., 2003. *Aquaculture: Farming Aquatic Animals and Plants Book*. Fishing News Books, UK, pp 55-59.

LYMBERG, A.J., Doupe, R.G., Bennett, T. e Starcevich, M.R., 2006. Efficacy of a subsurface-flow wetland using the estuarine sedge *Juncus kraussii* to treat effluent from inland saline aquaculture. *Aquacultural Engineering*, 34: 1–7.

MALONE, R.F., Beecher, L.E., 2000. Use of floating bead filters to recondition recirculating waters in warmwater aquaculture production systems. *Aquacultural Engineering*, 22: 57–74.

MASI, F. e Martinuzzi, N., 2007. Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation. *Desalination*, 215: 44 – 55.

MASSER, M.P., Rackocy, J. e Losordo, T.M., 1999. Recirculating aquaculture tank production systems: management of recirculating systems. Southern Regional Aquaculture Center, nº 452, pp. 12.

MCCUTCHEON, S.C., Schnoor, J.L., 2003. Overview of phytotransformation and control of wastes. In: McCutcheon SC, Schnoor JL, eds, *Phytoremediation (transformation and control of contaminants)*, Ed 1, John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, pp 69.

MCGEACHIN, R.B., 1986. Carp and Buffalo. In: Stickney, R. (ed.) *Culture of Non-salmonid Freshwater Fishes*. CRC Press, pp. 122 - 125.

MEDINA, V.F., Maestri, E., Mermiroli, M., Dietz, A.C., McCutcheon, S.C., 2003. Plant tolerances to Contaminants, In: *Phytoremediation (transformation and control of contaminants)*. Ed McCutcheon SC, Schnoor JL, Hoboken, John Wiley & sons, New Jersey, pp 189-232.

MENEZES, J., 1998. A componente Sanitária da Piscicultura. In: M. A. R. Henriques (ed.), Manual de Aquacultura , ostra, amêijoia, camarão, truta, salmão, tilápia, enguia, dourada, robalo, pregado. ICBAS – Pronorte, pp. 41-46.

MUCCIARELLI, M., Berteà, C.M., Cozzo, M., Scannerini, S. e Gallino, M., 1998. Vetiveria zizanioides as a tool for environmental engineering. Acta Horti, 457: 261–270.

NEORI, A., Shpigel, M. e Ben-Ezra, D., 2000. A sustainable integrated system for culture of fish, seaweed and abalone. Aquaculture, 186: 279–291.

NG, W.G., Kho, K., Ong, S.L., Sim, T.S. e Hoc, J.M., 1996. Ammonia removal from aquaculture water by means of fluidised technology. Aquaculture, 139: 55-62.

NIELSEN, D. e Brock, M., 2006. Wetland Salinity: Predicting the ecological consequences. Fact Sheet nº. 3 - What is salinity and how is it measured? Disponível em:

http://www.mdfr.org.au/publications/images/Salinity_Factsheet_3_What_Is_Salinity.pdf
f. Acesso em: 20/09/2009.

OLIVEIRA, J. S., Fernandes, J. A., Alves, C., Morais, J. e Urbano, P., 1999. Metals in sediment and water of three reed (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) stands. Hydrobiologia, 415: 41-45.

PARKER, R., 2002. Aquaculture Science. 2ªed, Thomson Delmar Learning, Nova Iorque, EUA, pp. 38 - 335.

PEDERSEN, O., Binzer, T. e Borum, J., 2004. Sulphide intrusion in eelgrass (*Zostera marina* L.). Plant, Cell and Environment, 27: 595–602.

PICKERING, W.F., Slavek, J. e Waller, P., 1998. The effect of ion exchange on the solubility of fluoride compounds. Water Air Soil Pollut., 39 (3–4): 323–336.

PIEDRAHITA, R. H., 2003. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. Aquaculture, 226: 35–44.

PILLAY, T. V. R. e Kutty, M.N., 2005. Aquaculture principles and practices. Second edition, Blackwell Publishing, Oxford. pp. 624.

PROCHASKA, C.A., Zouboulis, A.I. e Eskridge, K.M., 2007. Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands, as affected by season, substrate, hydraulic load and frequency of application of simulated urban sewage. *Ecological engineering*, 31: 57–66.

QIN, G., Liu, C.C.K., Richman, N.H. e Moncur, J.E.T., 2005. Aquaculture wastewater treatment and reuse by wind-driven reverse osmosis membrane technology: a pilot study on coconut island, Hawaii. *Aquacultural Engineering*, 32: 365–378.

ROBINS, J.P., Rock, J., Hayes, D.F. e Laquer, F.C., 2000. Nitrate Removal for Platte Valley, Nebraska Synthetic Groundwater Using a Constructed Wetland Model. *Environmental Technology*, 21: 653-659.

Robins, J.P., Rock, J., Hayes, D.F., Laquer, F.C., 2000. Nitrate Removal for Platte Valley, Nebraska Synthetic Groundwater Using a Constructed Wetland Model. *Environmental Technology*, 21: 653-659.

ROUSSEAU, D.P.L., Lesage, E., Story, A., Vanrolleghem, P.A. e Pauw, N. D., 2008. Constructed wetlands for water reclamation. *Desalination*, 218: 181–189.

SANDU, S.I., Boardman, G.D., Watten, B.J. e Brazil, B.L., 2002. Factors influencing the nitrification efficiency of fluidized bed filter with a plastic bead medium. *Aquacultural Engineering*, 26: 41–59.

SCHLEGEL, H. G., Zaborosch, C. e Kogut, M., 1993. *General Microbiology*. Seven edition, Cambridge University Press, pp. 9-10.

SCHNOOR, J. L., Licht, A. L., Mccutcheon, S. C., Wolfe, N. L. e Carreira, L. H., 1995. Phytoremediation of Organic and Nutrient Contaminants. *Environmental science & technology*, 29(7): 318-323.

SCHOLZ, M. e Xu, J., 2002. Performance comparison of experimental constructed wetlands with different filter media and macrophytes treating industrial wastewater contaminated with lead and copper. *Bioresource Technology*, 83: 71–79.

SCHRYVER, P. D., Crab, R., Defoirdt, T., Boon, N. e Verstraete, W., 2008. The basics of bio-flocs technology: the added value for aquaculture. *Aquaculture*, 277 (3–4): 125–137.

SCHULZ, C., Gelbrecht, J. e Rennert, B., 2003. Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. *Aquaculture*, 217: 207–221.

SCHWITZGUÉBEL, J.P., Vanek, T., 2003. Some fundamental advances for xenobiotics chemicals, McCutcheon SC, Schnoor JL, Hoboken (ed.), New Jersey, pp 123-157.

SEO, D. C., Chob, J. S., Leec, H. J. e Heo, J. S., 2005. Phosphorus retention capacity of filter media for estimating the longevity of constructed zona húmida. *Water Research*, 39: 2445–2457.

SIMÕES, F. S., Moreira, A. B., Bisinoti, M. C., Gimenez, S. M. N. e Yabe, M. J. S., 2007. Water quality index as a simple indicator of aquaculture effects on aquatic bodies. *Ecological Indicators*, 8: 476-484.

SINDILARIU, P.-D., Wolter, C. e Reiter, R., 2008. Constructed wetlands as a treatment method for effluents from intensive trout farms. *Aquaculture*, 277: 179–184.

SINGH, S., Ebeliong, J. e Wheaton, F., 1999. Water quality trials in four recirculating aquacultural system configurations. *Aquacultural Engineering*, 20: 75–84.

STICKNEY, R. R., 2000. *Encyclopedia of Aquaculture*. John Wiley & Sons, New York, U.S.A., pp 172 - 533.

STOTTMEISTER, U., Wießner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O., Müller, R.A. e Moormann, H., 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22: 93–117.

SUBASINGHE, R. P. e Phillips, M. J., 2005. Aquaculture Certifications: a challenge for the small farmer. *FAO aquaculture newsletter (FAN)*, 38: 34–40.

SUPLEE, M.W. e Cotner, J.B., 1996. Temporal changes in oxygen demand and bacterial sulfate reduction in inland shrimp ponds. *Aquaculture*, 145: 141-158.

SUSARLA, S., Medina, V. F. e McCutcheon, S. C., 2002. Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering*, 18: 647–658.

TAL, Y., Watts, J. E.M., Schreier, S. B., Sowers, K. R. e Schreier, H. J., 2003. Characterization of the microbial community and nitrogen transformation processes associated with moving bed bioreactors in a closed recirculated mariculture system. *Aquaculture*, 215: 187–202.

TANNER, C.C., Clayton, J.S. e Upsdell, M.P., 1995. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands: removal of oxygen demand, suspended solids and fecal coliforms. *Water Res.*, 29: 17–26.

THURSTON, R.V., Russo, R.C. e Vinogradov, G.A., 1981. Ammonia toxicity to fishes: effect of pH on the toxicity of the un-ionized ammonia species. *Environ. Sci. Technol.*, 15: 837–840.

TILLEY, D.R., Badrinarayanan, H., Rosati, R. e Son, J., 2002. Constructed wetlands as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture. *Aquacultural Engineering* , 26: 81–109.

TROELL, M., Rönnbäck, P., Halling, C., Kautsky, N., e Buschmann, A., 1999. Ecological engineering in aquaculture: use of seaweeds for removing nutrients from intensive mariculture. *Journal of Applied Phycology*, 11: 89–97.

TRUONG, P.N., 2000. The Global Impact of Vetiver Grass Technology on the Environment. Proc. Second Intern. Vetiver Conf. Thailand, January 2000.

TRUONG, P.N. e Baker, D., 1998. Vetiver Grass System for Environmental Protection. Technical Bulletin n^o 1998/1. Pacific Rim Vetiver Network. Office of the Royal Development Projects Board, Bangkok, Thailand.

TRUONG, P. e Hart, B., 2001. Vetiver System for Wastewater Treatment. Technical Bulletin nº 2001/2. Pacific Rim Vetiver Network. Office of the Royal Development Projects Board, Bangkok, Thailand.

TWAROWSKA, J. G., Westerman, P. W. e Losordo, T. M., 1997. Water treatment and waste characterization evaluation of an intensive recirculating fish production system. *Aquacultural Engineering*, 16 (3): 133–147.

VAN RIJN, J., 1996. The potential for integrated biological treatment systems in recirculating fish culture-A review. *Aquaculture*, 139: 18 I-201.

VASCONCELOS, T., 1981. Germinação de sementes de caniço (*Phragmites australis* (Cav.) Steudel e de Tabuas (*Typha domingensis* (Pers.) steudel e *T. latifolia* L.). In: Sociedade portuguesa de fitiatria e de fitofarmacologia(ed.), I Congresso Português de fitiatria e de fitofarmacologia. III Simpósio Nacional de herbologia., pp. 85-91.

VERHOEVEN, J. T.A. e Meuleman, A. F.M., 1999. Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. *Ecological Engineering*, 12: 5–12.

VIERITZ, A., Truong, P., Gardner, T. e Smeal, C., 2003. Modelling Monto vetiver growth and nutrient uptake for effluent irrigation schemes. Proc. Third International Conference on Vetiver, Guangzhou, China, October 2003.

VIRKUTYTE, J. e Jegatheesan, V., 2009. Electro-Fenton, hydrogenotrophic and Fe²⁺ ions mediated TOC and nitrate removal from aquaculture system: Different experimental strategies. *Bioresource Technology*, 100: 2189–2197.

VYMAZAL, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed zona húmidas. *Science of the Total Environment*, 380: 48–65.

VYMAZAL, J., Brix, H., Cooper, P. F., Haberl, R., Perfler, R. e Laber, J., 1998. Removal mechanisms and types of constructed wetlands. In: *Constructed Wetlands for*

WANG, J.K., 2003. Conceptual design of a microalgae-based recirculating oyster and shrimp system. *Aquac. Eng.*, 28 (1–2): 37–46.

WIEßNER, A., Kappelmeyer, U., Kusch, P., Kästner, M., 2005. Influence of the redox condition dynamics on the removal efficiency of a laboratory-scale constructed wetland. *Water Research*, 39: 248–256.

WIK, T.E.I., Lindén, B.T. e Wramner, P.I., 2009. Integrated dynamic aquaculture and wastewater treatment modelling for recirculating aquaculture systems. *Aquaculture*, 287: 361–370.

WRIGHT, P. A. e Land, M. D., 1998. Urea Production and Transport in Teleost Fishes. *Comp. Biochem. Physiol.*, 119A (1): 47–54.

WU, R. S. S., 1995. The Environmental Impact of Marine Fish Culture: Towards a Sustainable Future. *Marine Pollution Bulletin*, 31 (4-12): 159-166.

XIA, H. P., Liu S. e Ao, H., 2000. Study on Purification and Uptake of Vetiver Grass to Garbage Leachate Proc. Second Intern. Vetiver Conf. Thailand, January 2000.

YANG, L., Chang, H.-T., Huang, M.-N.L., 2001. Nutrient removal in gravel- and soil-based wetland microcosms with and without vegetation. *Ecological Engineering*, 18: 91–105.

ZACHRITZ II, W.H., Hanson, A.T., Saucedo, J.A. e Fitzsimmons, K.M., 2008. Evaluation of submerged surface flow (SSF) constructed wetlands for recirculating tilapia production systems. *Aquacultural Engineering*, 39 : 16–23..

Anexos

Anexo II

- **Manutenção das ZHAFV da FMV**

Realização diária

Verificar se:

1. existem entupimentos no sistema de aspersão (caso exista verificar os aspersores, as tubagens e o pré-filtro)
2. toda a superfície do leito está a ser regada.
3. não há fugas de água e se a mesma não está a ser atirada para fora dos leitos pelos microdifusores.
4. o nível no leito se mantém constante e à altura da curvatura da mangueira de saída.
5. as macrófitas encontram-se erectas sem folhas amarelas nem parasitas.

Realização Semanal

Efectuar:

1. Limpeza dos pré-filtros dos tanques dos peixes.
2. Adição de água aos tanques dos peixes até ao nível que corresponde aos 100l (para compensar a água perdida por evaporação e evapotranspiração)
3. Medição o fluxo de água que entra nos leitos (caso não seja o fluxo que pretendemos ajustar na bomba e verificar se não existe criação excessiva de biofilme nas tubagens do sistema)

Anexo III

- **Resultados obtidos à qualidade da água para consumo humano na rede de distribuição de Lisboa referente aos meses de Abril, Maio e Junho de 2009 (Laboratório Central da Epal, 2009).**

Parâmetros	Valor determinado	
	Máximo	Minimo
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$ a 20°C)	535	128,8
pH	8,58	7,39
Azoto amoniacoal (mg/L)	<0,070	-
NO_2^- (mg/L)	<0,00500	-
NO_3^- (mg/L)	3,86	1,7
Cl^- (mg/L)	68	17,3
Sulfatos (mg/L)	100,7	21,4
Fluoretos (mg/L)	174	<70